

Konzeption eines ökologischen Grundwasserentnahme-Managements

am Beispiel der Wasserversorgung
durch die Stadtwerke Karlsruhe

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

von der KIT-Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

Dissertation

von

Dipl.-Geoökol. Tobias Wirsing

aus Würzburg

Tag der mündlichen Prüfung:

12. Juli 2019

Referent: Prof. Dr. Nico Goldscheider

Korreferent: Prof. Dr. Sebastian Schmidlein

Karlsruhe 2019

Abstract

Groundwater-dependent ecosystems throughout the world represent highly threatened habitats, due to draining, agriculture, eutrication, pollution, neobiota and climate change. The Water Framework Directive (2000/60/EC of 23 October 2000) therefore calls in Article 1 (a) for groundwater resources to be managed in such a way as to protect and improve the status of aquatic ecosystems, terrestrial ecosystems and wetlands directly dependent on them. The German Water Resources Act (WHG) includes a corresponding provision in § 6 (1) with the requirement to manage water bodies sustainably in order to maintain and improve their function and performance as an integral part of the natural ecosystem and as a habitat for animals and plants, also with regard to the directly dependent terrestrial ecosystems and wetlands.

Against this legal background, municipal water suppliers also see it as their duty to optimise their groundwater abstraction management, which has up to now been based on criteria of supply security, water quality and energy saving. The objective is to minimise negative impacts on groundwater-dependent species and habitats and to partially compensate for negative impacts of climate change. The public water utility of Karlsruhe (Stadtwerke Karlsruhe), which supplies around 400,000 people with drinking water from four groundwater plants in forests around the city, is used as an example to illustrate the work steps involved in designing an ecological groundwater abstraction management system:

- Determination of technical management possibilities of the waterworks
- Determination of hydraulic impacts in the aquifer in space and time
- Assessment of hydroecological vulnerability in the management area

Based on a detailed geoecological system analysis of the study area, a transient soil water balance model with Siwa on ARCVIEW and a transient groundwater flow model with FEFLOW were developed. With these models, the groundwater flow in the subsurface for the period 1960 to 2013 can be modeled in high resolution and the hydraulic effects of possible management scenarios can be determined.

The input data of the soil water balance model are based on the official BK 50 data set, which was provided by the State Office for Geology and Raw Materials Baden-Württemberg (LGRB) for the uncovered area until the end of 2014. An assessment approach is presented how the soil filtration and buffering function for pollutants derived from these data can be integrated into the established hydrogeological vulnerability evaluation. The result is a simple but more well-founded assessment.

On the basis of security of supply, water law permits issued and drinking water hygiene, the lowest achievable groundwater abstraction rates of the individual waterworks are determined. Scenario simulations are used to determine the hydraulic effects in the aquifer resulting from a three-month reduction in withdrawal in each of the waterworks with redistribution of the missing water quantity to other waterworks. Based on these calculations, the management area can be subdivided into different management zones.

A new method was developed to determine the hydroecological vulnerability of the management area, taking into account present species of value for nature conservation. In addition to the established method of habitat assessment, this enables any set of individual species or species groups to be included in the ecological assessment of the habitat function. The assessment was carried out on the basis of the Annex II species of the Habitats Directive (92/43/EEC of 21 May 1992), the amphibian and reptile species strictly protected under the German BArtSchV (Annex 1 column 3), on the biotopes protected according to the German § 30 BNatSchG or § 33 NatSchG and FFH Annex I habitat types. On the basis of this ecological area assessment,

the hydroecological vulnerability of the management area can be derived, taking into account local groundwater influence and species-specific groundwater dependency.

As a synthesis of hydro-ecological vulnerability and the management potential of the waterworks, an optimised groundwater withdrawal management is conceived taking into account the individual ecological valence ranges of the evaluated species. A new development is the renunciation of established warning and alarm water levels of individual observation wells, which, if they fall below this level, limit the operation of the waterworks in order to prevent water levels from declining further. At least for the waterworks located in the alluvial flood plain of the Rhine, this approach is considered to be ecologically expedient. The proposed management activity in this area is to maintain the highest possible groundwater fluctuation amplitude with peaks in spring (wetting) and depressions in (late) summer (extreme drought).

Furthermore, measures within the context of water protection area management that lead to the protection of animal and plant species relevant to nature conservation are also proposed. In addition to the withdrawal management measures, these represent a considerable potential for improving the conservation status of the evaluated species and habitats.

Kurzfassung

Grundwasserabhängige Ökosysteme sind weltweit durch Entwässerung, Grundwasserentnahmen, Nähr- und Schadstoffeinträge, Einwanderung von Neobiota und den Klimawandel stark gefährdet. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC vom 23. Oktober 2000) fordert daher Grundwasservorkommen derart zu bewirtschaften, dass ein Schutz und eine Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete erreicht wird. Diesem Wortlaut entspricht das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in § 6 (1) mit der Forderung, Gewässer nachhaltig zu bewirtschaften, um ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen auch im Hinblick auf die direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete zu erhalten und zu verbessern.

Vor diesem rechtlichen Hintergrund sehen sich auch kommunale Wasserversorger in der Pflicht, ihre Grundwasserentnahme-Managements, die bislang stark nach Kriterien der Versorgungssicherheit, der Wasserqualität und der Energieeinsparung betrieben werden, zu optimieren. Die Minimierung negativer Beeinträchtigungen grundwasserabhängiger Arten und Lebensräume sowie die teilweise Kompensation negativer Auswirkungen des Klimawandels sind das Ziel. Am Beispiel der Stadtwerke Karlsruhe, die etwa 400 000 Menschen mit Trinkwasser aus vier Grundwasserwerken in Wäldern rund um das Stadtgebiet versorgen, sollen die Arbeitsschritte bei der Konzeption eines ökologischen Entnahmemanagements aufgezeigt werden:

- Ermittlung der Steuerungsmöglichkeiten von Wassergewinnungsanlagen
- Bilanzierung hydraulischer Auswirkungen im Aquifer in Raum und Zeit
- Bewertung der hydroökologischen Vulnerabilität im Bewirtschaftungsgebiet

Aufbauend auf einer umfangreichen geoökologischen Systemanalyse des Untersuchungsgebiets wurden ein instationäres Bodenwasserhaushaltsmodell mit Siwa on ARCVIEW sowie ein instationäres Grundwasserströmungsmodell mit FEFLOW aufgebaut. Mit diesen Modellen lässt sich die Grundwasserströmung im Untergrund für den Zeitraum 1960 bis 2013 hoch aufgelöst modellieren und die hydraulischen Auswirkungen möglicher Bewirtschaftungsszenarien ermitteln.

Die Eingangsdaten des Bodenwasserhaushaltsmodells beruhen auf dem amtlichen BK 50-Datensatz, der bis Ende 2014 vom Landesamt für Geologie und Rohstoffe Baden-Württemberg für den unbebauten Bereich flächendeckend bereitgestellt wurde. Es wird ein Bewertungsansatz vorgestellt, wie die aus diesen Daten ableitbare bodenkundliche Filter- und Pufferfunktion für Schadstoffe in die etablierte hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung und damit ins Ressourcenmanagement von Wasserversorgern integriert werden kann. Es resultiert eine vereinfachte aber gleichzeitig fundiertere Bewertung.

Vor dem Hintergrund von Versorgungssicherheit, erteilten wasserrechtlichen Bewilligungen sowie der Trinkwasserhygiene werden die geringsten realisierbaren Grundwasser-Entnahmeraten der einzelnen Wasserwerke ermittelt. Mit Szenarienberechnungen werden die hydraulischen Auswirkungen im Grundwasserleiter bestimmt, die durch eine dreimonatige Förderreduzierung in jedem der Wasserwerke mit Umverteilung der fehlenden Wassermenge auf andere Wasserwerke resultiert. Aufbauend auf diesen Berechnungen lässt sich das Bewirtschaftungsgebiet in verschiedene Managementzonen untergliedern.

Um die hydroökologische Vulnerabilität des Bewirtschaftungsgebiets unter Berücksichtigung vorhandener naturschutzfachlich wertgebender Arten und Biotope zu ermitteln, war die Entwicklung einer neuen Bewertungsmethode notwendig. Diese ermöglicht es neben der etablierten Biotoptypenbewertung auch ein beliebiges Set an individuellen Arten oder Artengruppen in die ökologische Bewertung der Habitatfunktion einzubinden. Die Bewertung erfolgte auf Basis der Anhang-II-Arten der FFH-Richtlinie (92/43/EWG vom 21. Mai 1992), der nach BArtSchV (Anlage 1 Spalte 3) streng geschützten Amphibien- und Reptilienarten, der nach § 30 BNatSchG oder § 33 NatSchG geschützten Biotope und der FFH-Anhang-I-Lebensraumtypen. Aus dieser biotischen Flächenbewertung lässt sich unter Berücksichtigung von lokalem Grundwassereinfluss und art- bzw. biotopspezifischer Grundwasserabhängigkeit die hydroökologische Vulnerabilität im Bewirtschaftungsgebiet ableiten.

Als Synthese aus der hydroökologischen Vulnerabilität und dem Steuerungspotential der Wasserwerke wird unter Berücksichtigung der individuellen ökologischen Valenzbereiche der bewerteten Arten ein optimiertes Grundwasser-Entnahmemanagement konzipiert. Neu ist dabei die Abkehr von etablierten Warn- und Alarmwasserständen einzelner Grundwassermessstellen, bei deren Unterschreitung der Wasserwerksbetrieb eingeschränkt wird, um die Wasserstände nicht weiter absinken zu lassen. Diese Vorgehensweise wird zumindest für das in der Rheinaue gelegene Wasserwerk für ökologisch zielführend erachtet. Die vorgeschlagene Managementmaßnahme in diesem Bereich sieht die Aufrechterhaltung einer möglichst hohen Grundwasserschwankungsamplitude mit Spitzen im Frühjahr (Vernässungen) und Tiefstständen im Spätsommer (extreme Trockenheit) vor.

Weiterhin werden Maßnahmenvorschläge zur Förderung naturschutzrelevanter Tier- und Pflanzenarten über das Grün- und Freiflächenmanagement in den Wasserschutzgebieten unterbreitet. Diese stellen über die Entnahmemanagement-Maßnahmen hinaus ein nicht unerhebliches Potential zur Verbesserung der Erhaltungszustände der bewerteten Arten und Biotope dar.

*Du kannst die ganze Welt,
mit Liebe nicht umfassen,
bist du der Vögel Freund,
wirst Du die Katzen hassen.
(Autor unbekannt)*

Danksagung

Herrn Prof. Dr. Nico Goldscheider danke ich für die Übernahme des Hauptreferats, für die stets zeitnahe, gründliche und konstruktive Durcharbeit meiner Manuskripte sowie für die vertrauensvolle Betreuung.

Herr Prof. Dr. Sebastian Schmidlein hat das Korreferat übernommen. Danke für die Möglichkeit mir Expertise über das PhD-Seminar einzuholen, für die gewinnbringenden Rückmeldungen zu meinen ökologischen Arbeitspaketen und für die entstandene Freundschaft.

Herrn Prof. Dr. Matthias Maier, dem Leiter des Geschäftsbereichs Trinkwasser der Stadtwerke Karlsruhe, Dipl. Biol. Michael Schönthal, dem Leiter der Abteilung Trinkwasser-Qualitätssicherung und Dr. Bernd Hofmann, dem Leiter der Karlsruher Wasserwerke danke ich für die inzwischen langjährige Zusammenarbeit und für das stete Interesse an und Vertrauen in meine Arbeit. Sie haben die finanziellen Mittel bereitgestellt, um diese Arbeit zu realisieren. Mein besonderer Dank gilt auch Dr. Dirk Kühlers, der mit seinen Erfahrungen aus der eigenen Promotion und seinem Blick für das Wesentliche zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Mit den Mitarbeitern der Abteilung Trinkwassergewinnung und Qualitätssicherung der Stadtwerke Karlsruhe feierte ich zwischenzeitlich viele Feste und nahm an zahlreichen tollen Betriebsausflügen teil. Für das wertschätzende Miteinander und die gegenseitige Unterstützung bei Herausforderungen bin ich Euch dankbar. Ihr seid eine tolle Arbeitsgruppe.

Mit meiner Diplomarbeit öffnete mir Prof. Dr. Dieter Burger die Tür zu den Stadtwerken. Als sein langjähriger wissenschaftlicher Assistent durfte ich viele Geländeveranstaltungen mit Ihm durchführen. Herr Burger hat ein unglaubliches Verständnis für die Genese und das Zusammenspiel von Boden und Landschaft, das er stets mit Mitarbeitern und Studenten teilte. Ich profitiere heute noch von seinem geographischen Blick auf die Dinge und von der geoökologischen Interpretation seiner Beobachtungen. Schade, dass es nie geklappt hat, mit Ihnen auf die Island-Exkursion zu fahren.

Dr. Peter Vogel vom Regierungspräsidium Karlsruhe, Dr. Torsten Bittner von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg und Dipl.-Geoökol. Karlheinz Bechler vom Planungsbüro MailänderConsult haben sich mehrfach Zeit genommen, um meine biotischen Bewertungsmethoden kritisch zu diskutieren. Dieser fachliche Input von Personen, die selbst schon Bewertungsverfahren konzipiert haben, über ein umfangreiches floristisches und faunistisches Fachwissen verfügen und Ratschläge aus dem Background ihres Arbeitsumfeldes geben konnten, hat zur Verbesserung meiner methodischen Entwicklungen beigetragen.

Die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg hat mir über die Daten der Natura2000-Managementpläne hinaus Artenfundpunkten aus dem Artenschutzprogramm Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt.

Erst mit diesen Daten konnte die Bewertung des Untersuchungsgebiets sinnvoll vorgenommen werden. Vielen Dank für die Bereitstellung.

Das Wassernetzwerk Baden-Württemberg förderte die Durchführung des von mir koordinierten Vernetzungsworkshops „Trinkwassergewinnung in Natura2000-Gebieten“, an dem Akteure aus Wasserwirtschaft, Forschung, Genehmigungsbehörden und NGOs zusammen kamen und sich austauschen konnten. Die in der Folgezeit entstandenen Arbeitsgruppen des DWA zum Thema „Feuchtgebiete“ und des DVGW zum Thema „Naturschutz und Wassergewinnung“ belegen den Bedarf in diesem Themenfeld Planungssicherheit durch Methodenstandards oder Regelwerke zu schaffen.

Am meisten Dank gebührt meiner Frau Miriam und meinen Kindern Emil, Joske und Annika – einfach nur, weil es sie gibt.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
1.1	Motivation.....	1
1.2	Ausgangssituation	2
1.2.1	Naturschutz in Deutschland	2
1.2.2	Trinkwassergewinnung der Stadtwerke Karlsruhe.....	4
1.3	Ziele dieser Arbeit	6
1.4	Struktur der Dissertationsschrift.....	7
2	Aufbau eines großräumigen, numerischen, instationären Grundwasserströmungsmodells für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe.....	9
2.1	Einführung.....	10
2.1.1	Hintergrund und Zielsetzung.....	10
2.1.2	Methodik	10
2.2	Charakterisierung des Modellgebiets	13
2.2.1	Geographische Lage	13
2.2.2	Naturräumliche Gliederung.....	14
2.2.3	Klima.....	14
2.2.4	Geologischer Aufbau	16
2.2.5	Hydrogeologischer Aufbau	22
2.2.6	Oberflächengewässer.....	30
2.3	Modelltheorie	40
2.3.1	Grundwasserströmung.....	40
2.3.2	Randbedingungen	47
2.3.3	Finite-Elemente-Methode	49
2.4	Modellaufbau	53
2.4.1	Modellierungssoftware	53
2.4.2	Diskretisierung.....	54
2.4.3	Anfangsbedingungen.....	56
2.4.4	Randbedingungen	56
2.4.5	Aquiferkennwerte	61
2.5	Modellkalibrierung.....	65
2.5.1	Methodik	65
2.5.2	Hydraulische Leitfähigkeit & Speicherkoeffizienten	66
2.5.3	Leakagefaktoren	67
2.5.4	Zeitliche Verfeinerung instationärer Eingangsdaten.....	67
2.5.5	Randzufluss.....	67
2.5.6	Grundwasserneubildung aus Niederschlag.....	67
2.5.7	Grabensysteme und Gewässer.....	68
2.5.8	Ausblick.....	69
2.6	Ergebnisse und Validierung der Modellanpassung.....	69
2.6.1	Modellanpassung an gemessenen Zeitreihen.....	69
2.6.2	Modellvalidierung an Stichtagsbetrachtungen	73

2.6.3	Modellvalidierung an gemessenen Zeitreihen.....	74
2.6.4	Kennzahlen der Anpassungsgüte des Modells.....	75
2.7	Zusammenfassung.....	76
3	Exkurs: Integration der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion in die hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung.....	79
3.1	Zusammenfassung.....	80
3.2	Einleitung.....	80
3.3	Stand der Wissenschaft.....	81
3.4	Stärken und Schwächen der existierenden Bewertungsmethoden.....	82
3.5	Integrativer Bewertungsansatz.....	83
3.6	Gesamtbewertung.....	86
3.7	Fallbeispiel Einzugsgebiet Wasserwerk Mörscher Wald.....	87
3.8	Fazit.....	88
4	Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe.....	92
4.1	Zusammenfassung.....	93
4.2	Einleitung.....	93
4.3	Untersuchungsgebiet.....	95
4.4	Numerische Simulation.....	97
4.4.1	Grundwasserströmungsmodell.....	97
4.4.2	Ermittlung gangbarer Minimalentnahmen.....	99
4.4.3	Erstellung der Szenarien.....	101
4.4.4	Aufzeichnung und Regionalisierung der Simulationsergebnisse.....	103
4.5	Ergebnisse & Diskussion.....	103
4.6	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	108
5	A new biotic area-assessment method for nature conservation value and hydroecologic vulnerability with special consideration of species occurrence and groundwater dependency.....	109
5.1	Introduction.....	110
5.2	Established methods for the biotic area assessment of the habitat function.....	111
5.2.1	Assessment of habitats.....	111
5.2.2	(Avi)faunistic area assessment.....	111
5.3	New integrative method for the biotic area assessment of the habitat function.....	112
5.3.1	General concept.....	112
5.3.2	Habitat area value (HAV).....	114
5.3.3	Species area value (SAV).....	115
5.3.4	Biotic area value (BAV).....	117
5.3.5	Hydroecologic vulnerability (heV).....	118
5.4	Case study of drinking water catchment of the city of Karlsruhe.....	120
5.5	Discussion.....	122
5.6	Conclusions.....	124
6	Ableitung eines ökologischen Entnahmemanagements für die Stadtwerke Karlsruhe.....	125
6.1	Zonierungskonzept.....	125
6.2	Inventar ökologischer Schutzgüter im Bewirtschaftungsgebiet.....	127

6.2.1	Vorkommende Biotoptypen der Offenland- und Waldbiotopkartierung	129
6.2.2	Vorkommende Lebensraumtypen (LRT)	132
6.2.3	Vorkommen behandelter naturschutzrelevanter Arten	133
6.3	Bewertung der hydroökologischen Vulnerabilität (heV)	137
6.3.1	Lokale Daten und Tabellen	137
6.3.2	Weitere optionale Bewertungsfaktoren	138
6.4	Hydroökologische Vulnerabilität WWHW	140
6.4.1	Zone B	140
6.4.2	Zone A	141
6.4.3	Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung	141
6.4.4	Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs	142
6.5	Hydroökologische Vulnerabilität WWDW	143
6.5.1	Zone B	143
6.5.2	Zone A	143
6.5.3	Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung	144
6.5.4	Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs	145
6.6	Hydroökologische Vulnerabilität WWMW	146
6.6.1	Zone B	146
6.6.2	Zone A	146
6.6.3	Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung	147
6.6.4	Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs	148
6.7	Hydroökologische Vulnerabilität WWRW	150
6.7.1	Zone B	150
6.7.2	Zone A	151
6.7.3	Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung	152
6.7.4	Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs	154
6.8	Ökologische Optimierung: Entnahmevarianten und Maßnahmenvorschläge	155
6.8.1	Entnahmemanagement-Varianten (Maßnahmen E)	155
6.8.2	Wasserschutzgebiets-Management (Maßnahmen G)	157
6.9	Ökokonto und Ökokonto-Verordnung	160
6.10	Fazit	162
7	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	163
	Erklärung zur Autorenschaft	166
	Literatur	168
	Anhang A – Beschreibung naturschutzrelevanter Biotoptypen	185
	[12.12] Naturnaher Abschnitt eines Flachlandbachs	186
	[13.21] Tümpel	188
	[13.32] Altwasser	191
	[34.51] Ufer-Schilfröhricht	193
	[34.52] Land-Schilfröhricht	195
	[34.56] Rohrglanzgras-Röhricht	197
	[34.59] Sonstiges Röhricht	199
	[34.62] Sumpfschilf-Ried	201

[34.63] Schlankseggen-Ried	203
[42.30] Gebüsch feuchter Standorte	205
[42.31] Grauweiden- oder Ohrweiden-Feuchtgebüsch	205
[52.11] Schwarzerlen-Bruchwald	207
[52.21] Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald	209
[52.33] Gewässerbegleitender Auwaldstreifen	211
[53.10] Eichen- oder Hainbuchen-Eichen-Wald trockenwarmer Standorte	213
[56.12] Hainbuchen-Stieleichen-Wald	216
Anhang B – Beschreibung gebietsrelevanter Lebensraumtypen	219
[2330] Binnendünen mit Magerrasen	220
[3150] Natürliche nährstoffreiche Seen	222
[3260] Fließgewässer mit flutender Wasservegetation	225
[6230*] Artenreiche Borstgrasrasen	227
[6430 / 6431] Feuchte Hochstaudenfluren	230
[6510] Magere Flachland-Mähwiesen	232
[9110] Hainsimsen-Buchenwald	237
[9160] Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	240
[9190] Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen	243
[91E0*] Auenwälder mit Erle, Esche und Weide	247
Anhang C – Beschreibung naturschutz- und gebietsrelevanter Arten	251
[1014] Schmale Windelschnecke (<i>Vertigo angustior</i>)	252
[1016] Bauchige Windelschnecke (<i>Vertigo moulinsiana</i>)	254
[1032] Kleine Flussmuschel (<i>Unio crassus</i>) – Synergieart Natur- und Trinkwasserschutz	256
[1037] Grüne Flussjungfer (<i>Ophiogomphus cecilia</i>)	258
[1044] Helm-Azurjungfer (<i>Coenagrion mercuriale</i>)	260
[1059] Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (<i>Maculinea teleius</i>)	262
[1060] Großer Feuerfalter (<i>Lycaena dispar</i>)	265
[1061] Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (<i>Maculinea nausithous</i>)	268
[1078] Spanische Flagge (<i>Euplagia quadripunctata</i>)	271
[1083] Hirschkäfer (<i>Lucanus cervus</i>)	273
[1084] Eremit (<i>Osmoderma eremita</i>)	275
[1086] Scharlachkäfer (<i>Cucujus cinnaberinus</i>)	278
[1088] Heldbock (<i>Cerambyx cerdo</i>)	280
[1134] Bitterling (<i>Rhodeus sericus</i>)	286
[1145] Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	288
[1XXX] Übrige Fische	290
[1166] Nördlicher Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	292
[1193] Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	295
[1197] Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)	298
[1201] Wechselkröte (<i>Bufo viridis</i>)	301
[1202] Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	304
[1203] Europäischer Laubfrosch (<i>Hylo arborea</i>)	307
[1207] Kleiner Wasserfrosch (<i>Rana lessonae</i>)	310

[1209] Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)	313
[1256] Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>).....	316
[1261] Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>).....	318
[1283] Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>).....	321
[1323] Bechsteinfledermaus (<i>Myotis bechsteinii</i>)	323
[1324] Großes Mausohr (<i>Myotis myotis</i>).....	325
[1337] Biber (<i>Fiber castori</i>)	327
[1381] Grünes Besenmoos (<i>Dicranum viridae</i>).....	330
[1428] Kleefarn (<i>Marsilea quadrifolia</i>)	332
[4056] Zierliche Tellerschnecke (<i>Unio crassus</i>).....	334
[A031] Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>).....	336
[A099] Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>).....	338
[A207] Hohltaube (<i>Columba oenas</i>)	340
[A215] Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	342
[A224] Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	344
[A233] Wendehals (<i>Jynx torquata</i>)	347
[A234] Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	349
[A236] Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>).....	351
[A238] Mittelspecht (<i>Dendrocopus medius</i>).....	353
[A246] Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	356
[A338] Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	358

Anlage D: Karten

Karte 1: Management-Zonen und Bestandskarte	1:50.000 (DIN A1)
Karte 2: Hydroökologische Vulnerabilität und Management-Maßnahmen	1:50.000 (DIN A1)

Abkürzungsverzeichnis

AF _w	Avifaunistischer Flächenwert (Verfahren von Schreiber 2015)
ASP	Artenschutzprogramm des Landes Baden-Württemberg
BAV	biotope area value (Biotop-Flächenwert)
BoWaHa	Bodenwasserhaushalt
ET _{real}	reale Evapotranspiration
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GDE	groundwater depending ecosystems / grundwasserabhängige Biotope
GWA	Grundwasserabhängigkeit
GWD	groundwater dependence (= GWA, Grundwasserabhängigkeit)
GWI	groundwater impact (Grundwassereinfluss)
GWS	Grundwasserstand
heV	hydroecologic Vulnerability (hydroökologische Vulnerabilität) [0...1]
heV _H	hydroecologic habitat vulnerability (hydroökologische Biotop-Vulnerabilität) [0...1]
heV' _H	hydroecologic habitat vuln. (hydroökol. Biotop-Vulnerabilität) untransformiert [1...64]
heV _s	hydroecologic species vulnerability (hydroökol. Arten-Vulnerabilität) [0...1]
heV' _s	hydroecologic species vuln. (hydroökol. Arten-Vulnerabilität) untransformiert [0...MAX]
HGK	Hydrogeologische Kartierung
LRT	Lebensraumtyp
MaP(s)	Natura2000-Managementplan(pläne)
MTB	Messtischblatt
MTBQ	Messtischblattquadrant
nFKWe	nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums
P	presence (Präsenz) = {0: absence, 1: presence}
R _E	rank endangering (Rang Gefährdung)
R _F	rank frequency (Rang Häufigkeit)
R _{GF}	rank grid frequency (Rang Rasterfrequenz)
R _G	Rang Gefährdung (Verfahren von Schreiber 2015)
R _H	Rang Häufigkeit (Verfahren von Schreiber 2015)
R _R	Rang Rasterfrequenz (Verfahren von Schreiber 2015)
RL	Rote Liste
RW	Revierwert (Verfahren von Schreiber 2015)
SAV	species area value (Arten-Flächenwert)
SPA	special protection area (= Vogelschutzgebiet)
SV	species value (Artenwert)
VSG	Vogelschutzgebiet (= SPA-Gebiet, special protected area)
WAR	Wasserrechtsantrag
WSG	Wasserschutzgebiet
WW	Wasserwerk
WDDW	Wasserwerk Durlacher Wald
WWHW	Wasserwerk Hardtwald
WMMW	Wasserwerk Mörscher Wald
WRRW	Wasserwerk Rheinwald

1 Einführung

1.1 Motivation

Die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) fordert in Artikel 1 (a) Grundwasservorkommen derart zu bewirtschaften, dass ein „Schutz und eine Verbesserung des Zustands der aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete“ erreicht wird. Diesem Wortlaut entspricht das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG) mit der Forderung § 6 (1) Gewässer nachhaltig zu bewirtschaften, um

- ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen auch im Hinblick auf die direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete zu erhalten und zu verbessern und
- möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen.

Das BNatSchG regelt in § 14 bis 17 bei Eingriffsvorhaben in den Grundwasserhaushalt Verursacherpflichten und die Bestandteile anhängiger Wasserrechtsverfahren. Vermeidbare Eingriffe sind in Anbetracht zumutbarer Alternativen zu unterlassen. Es ist ein Minimierungsgebot ungünstiger Auswirkungen auf den Naturhaushalt anzuwenden. Für kommunale Wasserversorger sieht die derzeitige Genehmigungspraxis in Wasserrechtsverfahren daher sehr umfassende ökologische Erhebungen, Bewertungen und Dokumentationen vor. Diese erfolgen zumeist wasserrechts- bzw. wasserwerksspezifisch, obwohl sich für Wasserversorger mit mehreren Rohwasser-Entnahmestellen Entscheidungen auch auf die Entnahmepraxis anderer Wasserwerke, Speicher oder Quellen auswirken.

Ökohydrologische Forschung untersucht Wechselwirkungen und Rückkopplungen an der Schnittstelle von abiotischen, hydrologischen und biotischen Prozessen in grundwasserbeeinflussten Ökosystemen. Es wird das Ziel verfolgt, hydrologisches und ökologisches Verständnis als Basis für den Aufbau eines nachhaltigen Boden-, Landnutzungs- und Wasserressourcenmanagements in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen aufzubauen (Hancock et al. 2009; Müller et al. 2014).

Mit dem Donau- und Neckartal sowie dem Oberrheingraben verfügt das Land Baden-Württemberg über ausgedehnte Porengrundwasserleiter, die vielerorts die öffentliche Trinkwasserversorgung sicherstellen (Liedtke et al. 2004). Auch Kombinationen von lokaler Grundwasserentnahme aus Brunnen und Quellen sowie Versorgung durch Zweckverbände oder durch die Landeswasserversorgung Baden-Württemberg sind vorhanden. Bisherige Motivation für die Gründung von Versorgungskooperationen ist die Versorgungssicherheit der Bevölkerung mit Trinkwasser (Karger & Hoffmann 2013). Künftig könnten auch ökologische Aspekte in deren Gründung hineinspielen.

Forschungsbedarf besteht jedoch bezüglich der ökologisch sinnvollen Kombination unterschiedlicher Entnahmen. Gewonnene ökohydrologische Forschungsergebnisse sind auch über die Ländergrenzen Baden-Württembergs hinaus übertragbar und bedeutend.

1.2 Ausgangssituation

Bezüglich des Netzwerks aus Natura2000-Schutzgebieten ist zwischenzeitlich die Mehrzahl der Managementpläne erstellt. Darin sind ökologisch wertgebende Lebensraumtypen und Arten quantitativ erfasst, bewertet und Entwicklungsziele formuliert. Darüber hinaus sind die Lebensstätten faunistischer Arten abgegrenzt. Für Baden-Württemberg liegen flächenhaft Datensätze der Offenland-¹ und Waldbiotopkartierung² vor. Gleichzeitig sind Wasserversorger heute in der Lage, auch auf konventionellen Arbeitsplatzrechnern großräumige numerische Grundwasserströmungsmodelle aufzubauen, um Auswirkungen von Grundwasserentnahmen in Zeit und Raum zu beschreiben und hydraulische Steuerpotentiale zu ermitteln.

Was in der öffentlichen Trinkwasserversorgung häufig fehlt, sind wasserwerks- und schutzgebietsübergreifende Steuerungskonzepte, in die ökologische Bewertungen von unterschiedlichen Entnahme-Fahrweisen implementiert sind. Diese würden es ermöglichen, den ökologischen Impact von Grundwasserentnahmen zu minimieren, wodurch sich eine große Relevanz für die Genehmigungspraxis ergibt. Die Managementkonzepte sollen dabei den Anforderungen der betreffenden Ökosysteme gerecht werden und nicht alleine auf den konservativen Schutz vorhandener Arten abzielen. So sind z.B. Auen natürlicherweise von einer hohen Störungsintensität, Lebensraumdynamik und starken Wechseln in den hydrologischen Verhältnissen geprägt.

Mit der Wasserversorgung der Stadt Karlsruhe ist eine Modellregion vorhanden, in der mehrere Wasserwerke in unterschiedlichen Naturräumen des oberrheinischen Porengrundwasserleiters vorhanden sind. Durch die Tatsache, dass die vorhandenen, wasserwerksspezifischen Wasserrechte im Regelbetrieb nicht ausgeschöpft werden, ist die Möglichkeit vorhanden, Entnahmen räumlich zu verlagern und damit die Grundwasserstände im Bewirtschaftungsgebiet lokal gezielt zu stützen. Abbildung 1-1 zeigt den Wirkraum der kumulierten Grundwasserabsenkungen in Überlagerung mit den Natura2000-Schutzgebieten.

1.2.1 Naturschutz in Deutschland

Mit dem Drachenfels im Naturpark Siebengebirge wurde 1836 das erste deutsche Naturschutzgebiet in Deutschland ausgewiesen, wobei erst das im Jahr 1920 in Kraft getretene „Preußische Feld- und Forstpolizeigesetz“ einen verbindlichen Rechtsstatus für Naturschutzgebiete schuf (BfN 2006). Die ersten Naturschutzgebiete sind eher als Naturdenkmäler aufzufassen. Erst sehr viel später rückte der Natur-, Arten- und Prozessschutz in den Vordergrund. 1935 wurde das „Reichsnaturschutzgesetz“ erlassen, das erstmals den Ausgleich nach privaten Eingriffen in die Natur regelt. Staatliche Großvorhaben wie der Autobahnbau, das Anlegen von Verteidigungsanlagen, die Trockenlegung und Kultivierung von Mooren etc. waren jedoch ausgenommen. Abgelöst wurde das Gesetz 1976 mit der Einführung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG).

1992 wurde das Natura2000-Netzwerk gegründet. Es verfolgt das Ziel, ein zusammenhängendes Netzwerk besonderer Schutzgebiete in der Europäischen Union zu schaffen. Als Schutzgebietskategorien sind Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (FFH-Gebiete) sowie Vogelschutzgebiete (SPA-Gebiete / Special Protection Areas) auszuweisen. Die entsprechenden Richtlinien sind die FFH-Richtlinie (*Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen*) sowie die Vogelschutz-Richtlinie (*Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten*). Das Natura2000-Abkommen wurde mit der Novellierung des BNatSchG im Jahr 1998 in deutsches Recht eingebunden. Mit der Novellierung des BNatSchG im Jahr 2002 verpflichtet sich Deutschland

¹ <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/offenland-biotopkartierung> (Abruf: 15.02.2019)

² http://www.fva-bw.de/indexjs.html?http://www.fva-bw.de/forschung/wns/wbk/wbk_einf.html (Abruf: 15.02.2019)

auf mindestens 10 % der Landesfläche ein Biotopverbundsystem aufzubauen. Laut Angaben der EU¹ hatte Deutschland zum Stand 31.12.2017 15,5 % der Landesfläche als Natura2000-Flächen (9,4 % als FFH- und 11,3 % als SPA-Gebiete) ausgewiesen.

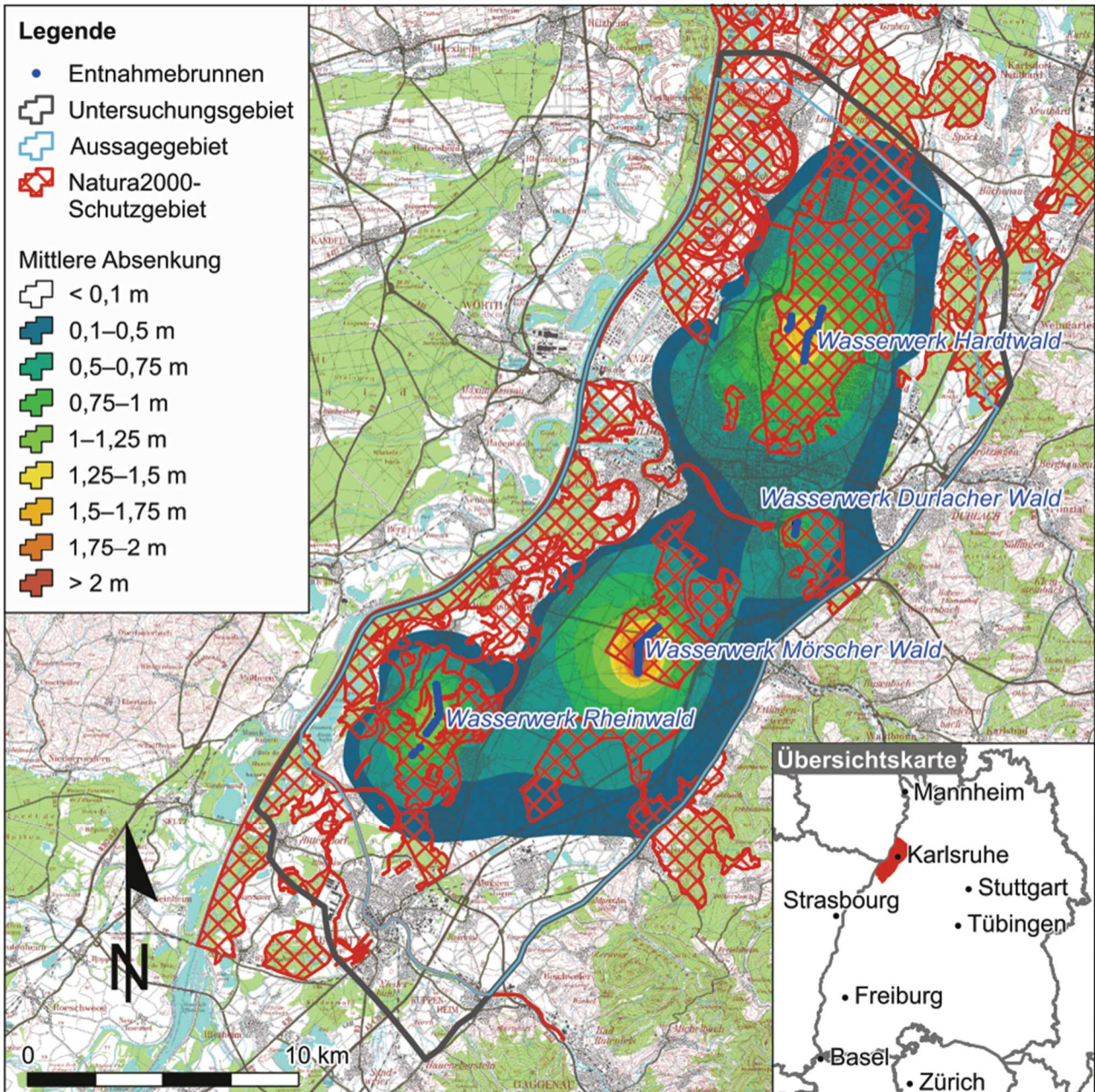


Abbildung 1-1: Wirkraum der kumulierten Grundwasserabsenkung der Stadtwerke Karlsruhe in Überlap-pung mit dem Natura2000-Netzwerk

¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/index_en.htm (9.10.18)

Die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie führen im Anhang I bzw. Anhang IV streng geschützte Vogel- bzw. Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse auf, für die besondere Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Lebensräume ergriffen werden müssen. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustands der betreffenden Populationen ist bei Eingriffen in das Schutzgebiet auszuschließen. Die in den einzelnen Schutzgebieten vorkommenden Anhangs-Tier- und -Pflanzenarten und deren Erhaltungszustand sind auf den Standarddatenbögen gelistet. Managementpläne (MaP; zuvor Pflege- und Entwicklungspläne (PEPL)) beschreiben Lebensraumtypen (LRT), Lebensstätten von Anhangsarten und formulieren Erhaltungs- und Entwicklungsziele und die entsprechenden Maßnahmen zur Zielerreichung.

1.2.2 Trinkwassergewinnung der Stadtwerke Karlsruhe

Die Stadtwerke Karlsruhe GmbH betreibt zur Versorgung der Bevölkerung Karlsruhes und der assoziierten Umlandgemeinden mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser die vier Grundwasserwerke Hardtwald, Durlacher Wald, Mörscher Wald und Rheinwald (WWHW, WWDW, WWMW, WWRW). Die Wasserwerke, Brunnenlinien und die engeren Schutzzonen der gleichnamigen Wasserschutzgebiete liegen in ausgedehnten Wäldern im Umland der Stadt. Tabelle 1-1 zeigt Kenndaten zu den auf Abbildung 1-1 visualisierten Wasserwerken.

Tabelle 1-1: Kennwerte der Wasserwerke der Stadtwerke Karlsruhe (Maier & Eberhardt 2011)

Wasserwerk	Hardtwald WWHW	Durlacher Wald WWDW	Mörscher Wald WWMW	Rheinwald WWRW
Naturräumliche Einheit	Niederterrasse & Kinzig-Murg- Rinne	Niederterrasse & Kinzig-Murg- Rinne	Niederterrasse & Kinzig-Murg- Rinne	Rheinaue & Niederterrasse
Baujahr / Neubau	1951	1871	1930 / 2018	1969
Anzahl Tiefbrunnen	14	4	24	17
genehmigte jährliche Entnahme	10 Mio. m ³ /a	6,5 Mio. m ³ /a	6,4 Mio. m ³ /a +1,2 Mio. m ³ /a ¹	17,5 Mio. m ³ /a
genehmigte tägliche Entnahme	27 400 m ³ /d	17 810 m ³ /d	17 534 m ³ /d	47 950 m ³ /d
Ø Jahresentnahme	6,6 Mio. m ³ /a	1,9 Mio. m ³ /a	6,2 Mio. m ³ /a	8,9 Mio. m ³ /a
Ø Tagesentnahme	18 000 m ³ /d	5 250 m ³ /d	17 000 m ³ /d	24 500 m ³ /d
Anteil am Recht [%]	66 %	29 %	97 %	51 %
Anteil an Gesamtentnahme [%]	28 %	8 %	26 %	38 %

¹ 1,2 Mio. m³/a Ausfallsreserve sind gemäß wasserrechtlicher Bewilligung nur bei Versorgungsengpässen (Ausfall eines anderen Wasserwerks, ökologische Gründe) genehmigt.

Abbildung 1-2 zeigt einen stetigen Anstieg des Wasserbedarfs bis Ende der 1960er Jahre. Verursacht wurde dieser durch einen steigenden Wasserverbrauch, durch den Ausbau des städtischen Versorgungsnetzes, durch Zunahme der städtischen Bevölkerung sowie durch Eingemeindungen und Mitversorgung umliegender Dörfer. Seit Anfang der 1970er Jahre hält sich die Zunahme an versorgten Haushalten und Betrieben die Waage mit Maßnahmen der Wassereinsparung durch einen verantwortungsvolleren Gebrauch des Trinkwassers. Die mittlere Jahresabgabe lag in der Dekade 2003 bis 2012 bei 23,5 Mio. m³/a. Die derzeit gültigen Wasserrechte und wasserrechtlichen Erlaubnisse lassen eine Jahresentnahme von 41,6 Mio. m³/a zu, wobei gerade auch in heißen Sommerperioden der maximalen Tagesentnahme wasserrechtliche Grenzen gesetzt sind.

Technisch ist es möglich, jahreszeitlich lokal von der in Tabelle 1-1 dargestellten mittleren Tagesentnahme abzuweichen und die Grundwasser-Entnahmemenge von einem Naturraum (und Wasserwerk) auf einen anderen Naturraum (und ein anderes Wasserwerk) zu verlagern.

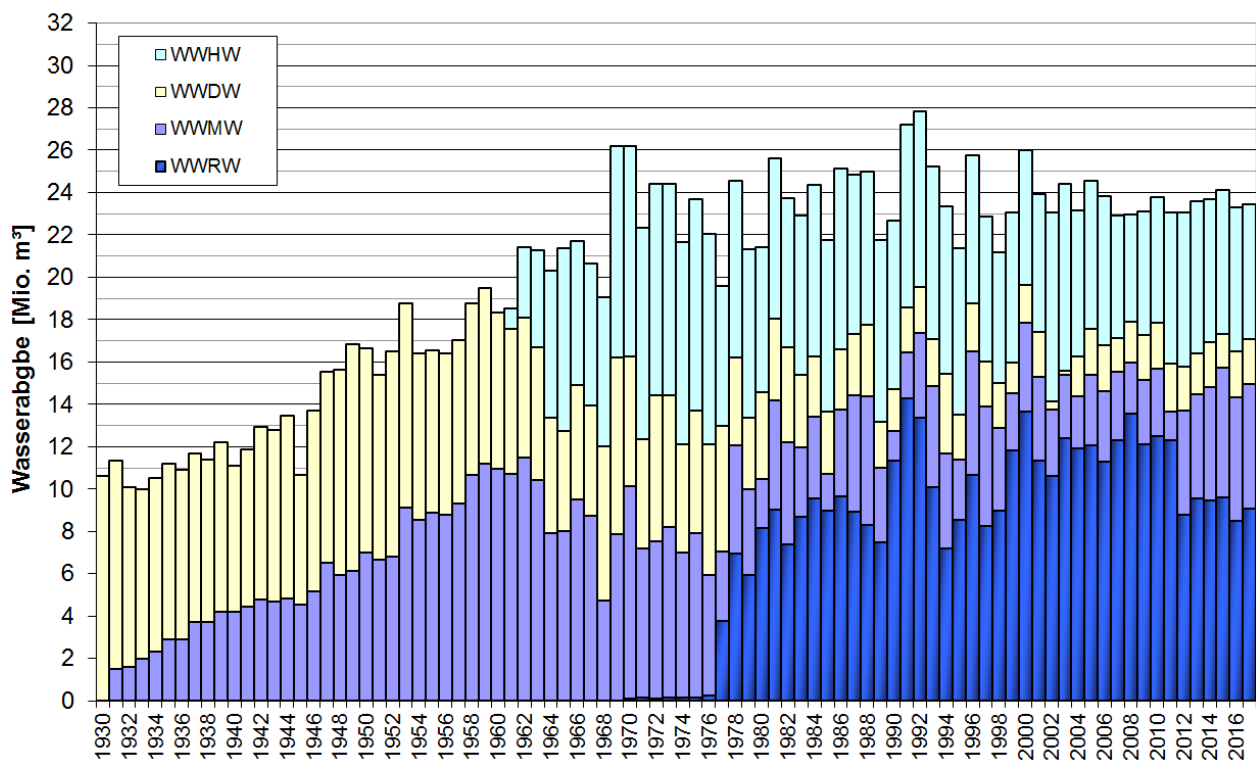


Abbildung 1-2: Entwicklung der Jahressummen der Wasserabgabe in den vier Wasserwerken

Als EMAS-zertifiziertes Unternehmen verpflichten sich die Stadtwerke Karlsruhe eigenverantwortlich zu einem nachhaltigen Ressourcenmanagement, was die Minimierung nachteiliger Auswirkungen auf beeinträchtigte Ökosysteme impliziert. Der Unternehmensleitsatz „intakte Natur sichert sauberes Trinkwasser“ soll, gerade auch im Hinblick auf im Bewirtschaftungsgebiet vorhandene Schutzgebiete und deren Schutzgüter, mit dieser Studie diskutiert und mit Leben erfüllt werden.

1.3 Ziele dieser Arbeit

Bisher gängige Praxis bei wasserrechtlichen Genehmigungen ist die Festlegung von kritischen Wasserständen (Melde- oder Alarmwasserstände) an definierten Grundwassermessstellen, bei deren Erreichen die Grundwasserentnahme vor Ort reduziert oder zusätzlich Wasser in den Aquifer infiltriert wird. Bei hoch anstehenden Grundwasserständen wird die Entnahmerate u.U. gesteigert. Gerade in großen Auen, die natürlicherweise eine hohe Dynamik von Grund- und Oberflächenwasserständen aufweisen (Reid & Capon 2011), ist ein so verursachter „nivellierender Betrieb“ aus Wissenschaftssicht ökologisch nicht für alle Arten optimal (Erftverband 2003; Leyer 2005; Mathar et al. 2014; Milly et al. 2008). Die Vorkommen stenöker alluvialer Arten sind v.a. durch extreme Umweltbedingungen wie lang anhaltender Wasserüberstau oder starke Trockenheit abhängig. Dauerhaft mittlere Wasserstände, die durch einen nivellierenden Betrieb der Wasserwerke und oben genanntes Konzept der „Alarmwasserstände“ verursacht werden fördern eher euryöke Arten auf Kosten der naturschutzfachlich zumeist stärker wertgebenden Standortspezialisten und sind dadurch als Gefährdung für Gewässerauen einzustufen (Erftverband 2003).

Die zu entwickelnden Entnahmestrategien sollen daher Aspekten der Auendynamik, standörtlichen Bodenhydrologie und Populationsdynamik vorhandener wertgebender Arten gerecht werden. Für das Vorkommen etlicher Arten ist es nicht zwingend erforderlich, dass in allen Jahren optimale Regenerationsbedingungen vorhanden sind. Wenn in einzelnen Jahren sehr trockene Standortbedingungen hervorgerufen werden, die Fressfeinde z.B. Fische von Laubfrosch (*Hyla arborea*)¹, Kammolch (*Triturus cristatus*) (Oldham et al. 2000) und Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)² ausschalten oder sehr feuchte Standortbedingungen hervorgerufen werden, die Konkurrenten z.B. Eschenverjüngung (*Fraxinus excelsior*) für Sumpfschwertlilie (*Iris pseudacorus*) oder Schlank-Segge (*Carex acuta*) ausschalten (Ellenberg & Leuschner 2010), kann dies dem langfristigen Vorkommen der Arten dienlich sein. Der juristische Spielraum bezüglich der Einbindung populationsdynamischer Ansätze in die Genehmigungspraxis muss ausgelotet werden, da das Naturschutzrecht in der Regel an ein konservatives Leitbild angelehnt ist.

Diese Arbeit verfolgt das Ziel, eine übertragbare Vorgehensweise zu entwickeln, wie ein ökologisches Entnahme-Management konzipiert werden kann. Die Bewertung erfolgt auf Basis der Anhang-II-Arten der FFH-Richtlinie (92/43/EWG vom 21. Mai 1992), der nach BArtSchV (Anlage 1 Spalte 3) streng geschützten Amphibien- und Reptilienarten, nach § 30 BNatSchG oder § 33 NatSchG geschützte Biotope und Lebensraumtypen des FFH-Anhang-I. Folgende Meilensteine sind für den Aufbau eines ökologischen Entnahmemanagements zu nehmen:

- Beschreibung von Grundwasserströmung und -ständen im Bewirtschaftungsgebiet
- Ermittlung technischer Grenzen bei der Verlagerung von Grundwasserentnahmen
- Charakterisierung des Bewirtschaftungsgebiets hinsichtlich Kennwerten des Entnahmemanagements
- Bewertung des biotischen Flächenwerts bezüglich naturschutzrelevanter Arten
- Bewertung der hydroökologischen Vulnerabilität
- Ermittlung der Konfliktpotentiale zwischen Trinkwassergewinnung und Naturschutz
- Beschreibung flankierender Managementmaßnahmen im Arten- und Naturschutz

¹ <https://www.life-auenamphibien.com/2016/09/22/neue-gew%C3%A4sser-f%C3%BCr-den-laubfrosch/> (Abruf: 2.2.19)

² <https://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige?stbname=Bombina+variegata> (2.2.19)

Am Fallbeispiel der Wasserversorgung der Stadt Karlsruhe soll die Vorgehensweise getestet und ein konkretes Entnahme-Managementkonzept erarbeitet werden. Dabei soll die Bewirtschaftung des Grundwasserleiters mit den bestehenden vier Wasserwerken unter Gewährleistung der Versorgungssicherheit so optimiert werden, dass eine nachteilige Beeinträchtigungen der im Wirkraum gelegenen grundwasserabhängigen und wertgebenden Arten und Biotope möglichst gering gehalten wird bzw. gegenüber dem Status-quo sogar ökologische Verbesserungen erreicht werden können und negative Effekte des Klimawandels kompensiert werden können.

1.4 Struktur der Dissertationsschrift

Die vorliegende Dissertationsschrift basiert im Wesentlichen auf zwei veröffentlichten Studien (Wirsing et al. 2015; 2018b), dem Modellbericht des Grundwasserströmungsmodells (elektronischer Anhang in Wirsing et al. 2018b), einer eingereichten Studie (Wirsing et al. submitted) sowie dem optimierten Bewirtschaftungskonzept im Sinne einer Synthese.

Kapitel 2 dokumentiert den Aufbau des instationären Grundwasserströmungsmodells (elektronischer Anhang in Wirsing et al. 2018b) als Werkzeug zur Beantwortung der Fragestellung. Es wird eine ausführliche landschaftsökologische Einführung in das Untersuchungsgebiet gegeben.

Kapitel 3 basiert auf früheren Studien zum Bodenwasserhaushalt und zum Aufbau von Bodenwasserhaushaltsmodellen im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe (Wirsing 2006; 2009; 2014; 2016; Wirsing & Deinlein 2007; Wirsing et al. 2010; 2015; 2016). Um die Grundwasserneubildung, die als Eingangssparameter für das Grundwasserströmungsmodell benötigt wird, möglichst hoch aufgelöst berechnen zu können, ist es notwendig detaillierte Bodenprofilaten für die Berechnung zu hinterlegen. Lokal geschah dies durch eigene Bodenkartierungen (Wirsing 2006), teilweise wurden die amtlichen Bodendaten des LGRB im Maßstab 1 : 50 000 verwendet. Aus beiden lassen sich sogenannte Bodenfunktionen, wie z.B. die Schutzfunktion des Bodens als Filter und Puffer für Schadstoffe ableiten. Diese Datengrundlage kann die etablierte hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung von Hölting et al. (1995) und Goldscheider et al. (2000) für das Risikomanagement von Wasserversorgern vereinfachen und fachlich verbessern. Kapitel 3 stellt den in Wirsing et al. (2015) publizierten integrativen Bewertungsansatz der hydrogeologischen Vulnerabilitätsbewertung vor.

In Kapitel 4 wird mittels wasserrechtlicher, technischer und hygienischer Kriterien die Managementbandbreite der Grundwassergewinnungsanlagen ermittelt. Es werden die Randbedingungen der durchgeführten numerischen Simulationen genannt, mit denen die Änderungen des Grundwasserstands bei unterschiedlichen Entnahmeszenarien in Raum und Zeit beschrieben werden können. Abgeleitet wird die Zonierung eines Bewirtschaftungsgebiets hinsichtlich der kurzfristigen Steuerbarkeit der Grundwasserstände (Wirsing et al. 2015; 2018a).

Kapitel 5 stellt die neue, in Wirsing et al. (submitted) dargestellte Methode vor, mit der der ökologische Wert des Untersuchungsgebietes im Hinblick auf die Habitatfunktion für naturschutzrelevante Tier- und Pflanzenarten bewertet werden kann. Neben den Biotoptypen können hierzu beliebige faunistische Datensätze in die Bewertung einbezogen werden. Um die Fragestellung der Dissertation zu adressieren wird die hydroökologische Vulnerabilität abgeleitet. Die Vorgehensweise wird am Fallbeispiel des Bewirtschaftungsgebiets der Stadtwerke Karlsruhe getestet.

Als Synthese verschneidet Kapitel 6 das Steuerpotential aus Kapitel 4 mit der hydroökologischen Vulnerabilität aus Kapitel 5. Basierend auf den ökologischen Ansprüchen vorkommender Tier- und Pflanzenarten

(Artsteckbriefe im Anhang) wird ein ökologisch optimiertes Entnahmemanagement für die Stadtwerke Karlsruhe konzipiert, wobei auch Maßnahmen im Grün- und Freiflächenmanagement der Wasserschutzgebiete Berücksichtigung finden.

2 Aufbau eines großräumigen, numerischen, instationären Grundwasserströmungsmodells für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe

Reproduced from:

Wirsing T & Kühlers D (2016)

Großräumiges numerisches, instationäres Grundwasserströmungsmodell für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe „Stadtwerke-Karlsruhe-Grundwasserströmungsmodell“

<https://grundwassermodell.stadtwerke-karlsruhe.de/>

Supplementary material in:

Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K, Goldscheider N (2018)

Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. Grundwasser 23: 219-232

<https://doi.org/10.1007/s00767-018-0398-z>

Die referenzierten Anhänge (Zeitreihen der der Modellkalibrierung und -validierung sowie Karten) sind diesem Dokument nicht anhängig. Sie sind über oben stehende URL abrufbar.

2.1 Einführung

2.1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Die Stadtwerke Karlsruhe GmbH versorgt rund 400 000 Menschen in Karlsruhe und Umland mit Trinkwasser aus dem Porengrundwasserleiter des nördlichen Oberrheingrabens. Die Gewinnung erfolgt in den vier Wasserwerken Hardtwald, Durlacher Wald, Mörscher Wald und Rheinwald.

Im Rahmen der Neubeantragung der wasserrechtlichen Erlaubnis zur Entnahme von Grundwasser im Wasserwerk Mörscher Wald sind unter anderem Grundwasserabsenkung, Grundwasserbahnlagen und Herkunft des Wassers darzustellen, was in der Regel mit Hilfe von Grundwasserströmungsmodellen geschieht. Der Wirkraum der Grundwasserabsenkung geht dabei im Süden deutlich über das bisher vorhandene Grundwasserströmungsmodell von Kimmig (2014) hinaus. Um konform mit dem technischen Regelwerk (DVGW W 107 (2016)) zu sein, wird das vorliegende Grundwasserströmungsmodell räumlich und zeitlich erweitert und umfasst nun das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe.

Existierende Grundwasserströmungsmodelle im Bearbeitungsgebiet sind die stationären Modelle Wasserwerk Hardtwald (Deinlein & Hofmann 2002), Durlacher Wald (Kohlfahl 1995), Mörscher Wald (Weitbrecht 1996), Rheinwald (Kiel 1995; Vogel 1996), Funnel- & Gate-Anlage (Schroeter 2002) sowie die instationären Modelle Karlsruhe (Deinlein 2006; Kimmig 2012; Kimmig 2014), Rheinwald (Kühlers 2000; Kühlers 2002), Beltenkopf-Rappenwört (Lang et al. 2004) und Kastenwört (Kühlers 2012).

Die Modelleingangsdaten Gewässernetz, Oberflächenwasserstände, Randzufluss und Grundwasserentnahmen werden zum Teil aus den Modellen „Karlsruhe“ sowie „Rheinwald“ übernommen, wobei eine zeitliche Fortschreibung bis Ende 2013 erfolgt. Im Bereich des Teilmodells Rheinwald werden die hydraulische Leitfähigkeit und die speicherwirksame Porosität nicht mehr mit Einheitsflächen, sondern als Interpolation von Punktdaten vorgegeben. Für das gesamte Modellgebiet wird die Grundwasserneubildung mit einem im Vorfeld eigens aufgebauten Bodenwasserhaushalts-Modell (Wirsing 2016) berechnet.

Da die Modellanwendung v.a. auf den Bereich der Ermittlung von Wasserständen, der Ausweisung von Wasserschutzgebieten, der Ermittlung der Wasserherkunft und der Berechnung von Bahnlagen und Schadstoff-fahnen abzielt, wird auch auf Grund der deutlich schnelleren Rechenleistung ein 2D-Ansatz gewählt. Die Erweiterung in ein 3D-Modell zur Beantwortung weiterführender Fragen kann jederzeit vorgenommen werden.

Mit dem vorliegenden großräumigen, instationären Grundwasserströmungsmodell können Grundwasserströmung, Grundwasserstände, Austauschwassermengen an Fließgewässern, Zu- und Abflüsse an den Modellgebietsrändern sowie Wasserbilanzen in Teilgebieten unter Berücksichtigung saisonal schwankender Oberflächenwasserstände für das gesamte Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe berechnet werden. Der vorliegende Bericht beschreibt zunächst die Vorgehensweise beim Modellaufbau. Weiter wird das Modellgebiet klimatisch, geologisch, hydrogeologisch und hydrologisch charakterisiert. Es folgt die Darstellung der Datensätze, die Kalibrierung an 221 ausgewählten Grundwassermessstellen sowie die Modellanpassung für niedrige, mittlere und hohe hydrologische Verhältnisse.

2.1.2 Methodik

Das vorliegende instationäre Grundwasserströmungsmodell wird mit der Modellsoftware FEFLOW (Wasy GmbH, Berlin) als 2D-horizontales Modell nach der numerischen Finite-Elemente-Methode (FEM) aufgebaut.

Der Vorteil von Finite-Elemente-Verfahren gegenüber Finite-Differenzen-Verfahren (FDM) besteht in der heterogeneren, unstrukturierten und geometrieangepassten Diskretisierung großer Modellgebiete (DIERSCH 2014), wobei das Modellgebiet in viele dreieckige Teilflächen (die finiten Elemente) aufgeteilt wird. Die Grundwasserströmung innerhalb dieser einfachen Teilflächen kann durch mathematische Verfahren beschrieben werden. Zur Lösung der resultierenden Gleichungssysteme wird das hierarchisch-algebraische Mehrgitter-Verfahren (SAMG) verwendet (Stüben & Clees 2005).

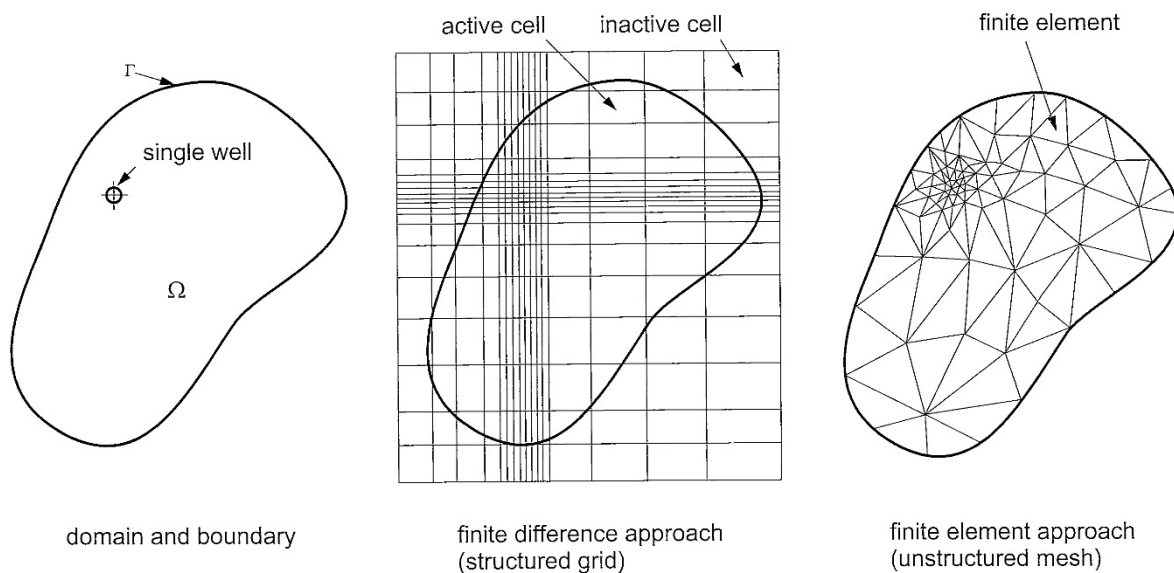


Abbildung 2-1: Diskretisierung eines Modellgebiets mittels Finite-Differenzen- und Finite-Elemente-Methode (Diersch 2014)

Das vorliegende Grundwasserströmungsmodell baut auf den Modellen „Karlsruhe“ (Kimmig 2014) und „Rheinwald“ (Stand 2012) auf. Zahlreiche Datenreihen können grundsätzlich übernommen werden, wobei eine zeitliche Fortschreibung auf den Zeitraum 1960 bis 2013 erfolgt. Nach Abgrenzung des Modellgebiets werden im Zuge der ausführlichen Datenrecherche folgende Zeitreihen und Randbedingungen eingeholt und aufbereitet:

- Grundwasserentnahmen (öffentlich und privatwirtschaftlich $\geq 10\,000\text{ m}^3/\text{a}$)
- Grundwasserhaltungen (öffentlich und privatwirtschaftlich $\geq 100\,000\text{ m}^3/\text{a}$)
- Grundwasserstände (Tiefbauamt, LUBW, Regierungspräsidium Karlsruhe)
- Wasserstände instationär eingebundener Fließgewässer (Rhein, Murg, Alb, Pfinz und Pfinzentlastungskanal, Federbach, Rappenwörter Altrheinarm, Schmidtbach, Kunzenbach, Riedkanal, Malscher Landgraben, Erlen- und Hertelgraben und Weißer Graben)
- Geologische Störungen (UM BW & MUEEF RLP 2007)
- Austausch zwischen Jungquartär und Altquartär (LUBW)

Die instationär vorgegebene Grundwasserneubildung wurde in den Vorjahren von der LUBW eingeholt und basiert auf dem landesweiten GWN-BW-Modell der LUBW (Morhard 2004; Morhard 2009). Da es in der Vergangenheit einerseits zu Schwierigkeiten in der Modellkalibrierung kam, andererseits durch eine Weiterent-

wicklung des Modells die Datensätze von 2008 und 2010 nicht mehr vergleichbar waren und daher eine Neukalibrierung des Grundwasserströmungsmodells erforderlich war, wurde ein eigenes Bodenwasserhaushaltsmodell aufgebaut (Wirsing 2016). Dieses kann im Zuge der Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells iterativ in Zeitbereichen angepasst werden.

Folgende Datensätze wurden neu aufgebaut, überarbeitet oder fortgeschrieben:

- Linienführung der Fließgewässer
- Abgrenzung stehender Gewässer und Baggerseen
- Modellierung der Grundwasserneubildung (Wirsing 2016)
- Modellbasis (UM BW & MUEEF RLP 2007, neue Erkenntnisse im Bereich des DB-Tunnels Rastatt)
- k_f -Werte (Pikulski 2000)
- Randzufluss aus dem Schwarzwald (Deinlein 2006)
- Grundwasseroberfläche zu Modellbeginn

Mit dem ausgedehnten Modellzeitraum 1.1.1960 bis 31.12.2013 liegt ein 54-jähriger Betrachtungszeitraum der Grundwasserströmung und der Grundwasserstände vor. Durch enthaltene Phasen extrem niedriger Grundwasserstände (1964-1965 / 1972-1978 / 2004-2007) sowie extrem hoher Grundwasserstände (1969-1970 / 1982-1983 / 1988 / 2001-2003) erfolgt die Kalibrierung für eine hydrologisch sehr weite Bandbreite an Wasserständen. Die Inbetriebnahme des Wasserwerks Rheinwald (1977) stellt im südlichen Modelldrittel einen großen Langzeit-Pumpversuch dar. Für das mittlere Modelldrittel kommt es in den Wasserwerken Duracher Wald und Mörscher Wald über die Jahre zu einer starken Abnahme der Entnahmemengen (Anfang der 60er Jahre: 19 Mio. m³/a; Anfang der 90er Jahre: 3,5 Mio. m³/a). Im nördlichen Modelldrittel wird das Wasserwerk Hardtwald 1961 mit zunächst sehr niedrigen Entnahmemengen in Betrieb genommen.

Im Zug der Kalibrierung wurde auf die Sensitivitätsanalyse von Kimmig (2012) zurückgegriffen.

Aufgrund der hohen Informationsdichte hinsichtlich hydrologischer und hydrogeologischer Gegebenheiten und der alten, bereits kalibrierten Teilmodellen wurde auf eine stationäre Kalibrierung verzichtet. Die instationäre Kalibrierung erfolgte an 221 Grundwassermessstellen, die möglichst gleichmäßig über das gesamte Bewirtschaftungsgebiet verteilt sind.

Für jede dieser Grundwassermessstellen wurden Korrekturen von Fehlerwerten durch Vergleich mehrerer naher Messstellen vorgenommen. Ausreißer können aus fehlerhaften Messwerten oder Zahlendrehern resultieren. Bei Sprüngen in den Ganglinien liegen meist Umbauten der Messstellen vor, die bezüglich ihrer Pegel-Nullpunkt-Einmessung nicht nachgepflegt wurden. Für viele der Messstellen konnten diese Sprünge durch die Anlage zeitabhängiger Bezugspunkthöhen korrigiert werden.

Für alle Messstellen wurden Vertrauensbereiche definiert, innerhalb derer eine möglichst gute Anpassung der modellierten Wasserstände an die gemessenen Wasserstände erfolgte. Durch das große Modellgebiet und die Vielzahl an Messstellen wurden VBA-Routinen programmiert, die für jede Messstelle und jeden Kalibrierlauf mittlere Abweichungen im Wasserstand und in der Schwankungsamplitude berechnen. Diese werden über ein GIS-Projekt räumlich dargestellt und helfen in Verbindung mit den erzeugten Zeitreihen bei der Kalibrierung. Als Kalibriergrößen dienten Durchlässigkeiten, Speicherkoeffizienten, Leakagefaktoren und die Grundwasserneubildung aus Niederschlag.

2.2 Charakterisierung des Modellgebiets

2.2.1 Geographische Lage

Das Modellgebiet des großräumigen, numerischen Grundwasserströmungsmodells liegt rechtsrheinisch im nördlichen Oberrheingraben und beinhaltet die Kreisstädte Karlsruhe und Rastatt sowie deren Umland. Im Westen wird das Gebiet vom Rhein begrenzt, im Osten durch den Verlauf des Grabenrandes von Schwarzwald und Kraichgau. Im Nordosten wird das Modell auf einer Grundwasser-Bahnlinie bei mittleren hydrologischen Verhältnissen entlang der Insel Rott, Linkenheim-Hochstetten, Friedrichstal, Staffort, Weingarten begrenzt. Im Südwesten reicht das Modellgebiet etwa einen Kilometer über die Murg hinaus und beinhaltet die Orte Plittersdorf, Rastatt und Kuppenheim (vgl. Karte 1). Auch hier erfolgte die Abgrenzung entlang einer Bahnlinie bei mittleren hydrologischen Verhältnissen. Mit einer Längserstreckung von 37 km und einer Breite von 13 km hat das Modellgebiet eine Ausdehnung von 440 km².

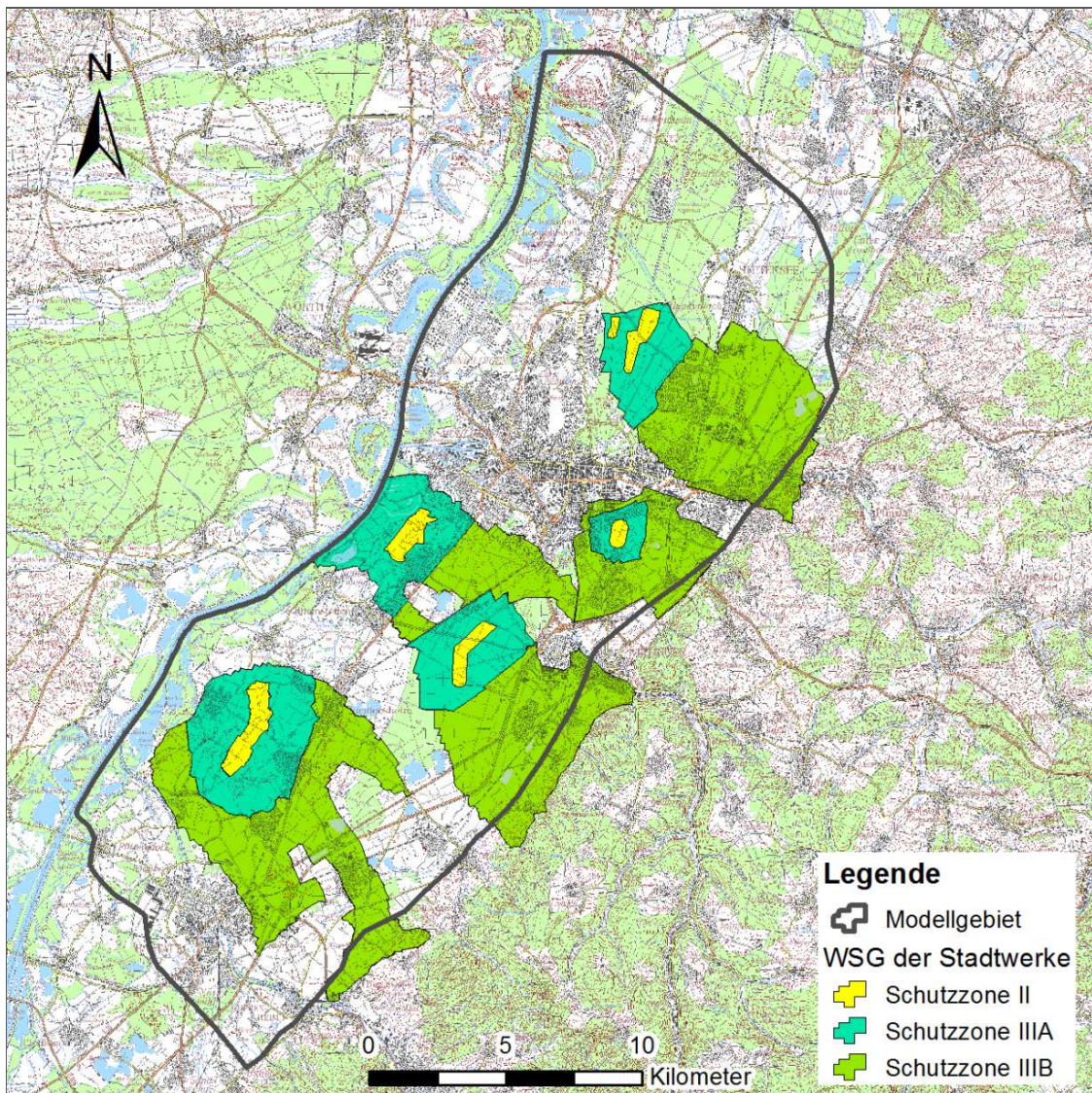


Abbildung 2-2: Lage und räumliche Ausdehnung von Modellgebiet und Karlsruher Wasserschutzgebieten

Das Modell beinhaltet bezüglich der Stadtwerke Karlsruhe die Wasserschutzgebiete

- Hardtwald (WSG-Nr. 212010)
- Durlacher Wald (WSG-Nr. 212015)
- Mörscher Wald (WSG-Nr. 215047)
- Rheinwald (WSG-Nr. 216043) sowie
- Kastenwört (WSG-Nr. 212206)

Von Seiten anderer Wasserversorger sind die Wasserschutzgebiete

- Linkenheim-Hochstetten (WSG-Nr. 215005)
- Zweckverband Mittelhardt, OT Friedrichstal (WSG-Nr. 215006)
- Gemeinde Eggenstein-Leopoldshafen (WSG-Nr. 215034)
- Gemeinde Stutensee, OT Blankenloch (WSG-Nr. 215035)
- Stadt Ettlingen (WSG-Nr. 215033)
- Stadt Rheinstetten, OT Forchheim (WSG-Nr. 215051)
- Rheinstetten, OT Neuburgweiher (WSG-Nr. 215029)
- Gemeinde Durmersheim, Winkelsloh 202 (WSG-Nr. 216118)
- Gemeinde Au am Rhein 44 (WSG-Nr. 216093)
- Stadt Gaggenau, Werk Bietigheim (WSG-Nr. 216117)
- Malsch Stockäcker und Speckäcker (WSG-Nr. 215150)
- Gemeinde Ötigheim 35 (WSG-Nr. 216156)
- Muggensturm „Grau Heck“ 51 (WSG-Nr. 216100)
- SW Gaggenau u. Rastatt, Kuppenheim-Muggensturm 47 (WSG-Nr. 216096)
- Stadt Rastatt, Niederbühl 2 (WSG-Nr. 216054)

2.2.2 Naturräumliche Gliederung

Von Nordwesten Richtung Südosten erstrecken sich Modellgebiet und Grundwasserbewirtschaftung über die auf Karte 2 im Anhang dargestellte

- flussbegleitende Rheinaue mit einer Vielzahl grundwasserabhängiger Biotope und Lebensgemeinschaften und zumeist semiterrestrischen Böden,
- die nach Südosten angrenzende, etwa acht bis zehn Meter erhöhte Niederterrasse mit hohen, nach Osten abnehmenden Grundwasserflurabständen und sandig bis kiesigen Böden,
- die entlang des Fußes von Kraichgau und Schwarzwald verlaufende Kinzig-Murg-Rinne mit erneut grundwasserabhängigen Biotopen und Lebensgemeinschaften und semiterrestrischen bis lokal organischen Böden bis in den
- unteren Teil der Hangfußschleppe des Schwarzwalds, der lokal durch Hangzugswasser und lösslehmhaltige Kolluviale und Pararendzinen aufgebaut wird.

2.2.3 Klima

Die Durchschnittstemperaturen im 30-jährigen Stationsmittel (1980-2009) liegen an der zentral im Modellgebiet gelegenen DWD-Station Karlsruhe (Stationsnummer 2522) in den Wintermonaten (Dez. bis Feb.) bei 3,7 °C, in den Sommermonaten (Jun. bis Aug.) bei 19,6 °C im Gesamtjahresmittel bei 11,0°C. Dabei ist innerhalb der betrachteten 30 Jahre ein Anstieg der mittleren Jahrestemperatur um 2,19 °C zu verzeichnen (lineare Regression der Monatsmitteltemperaturen).

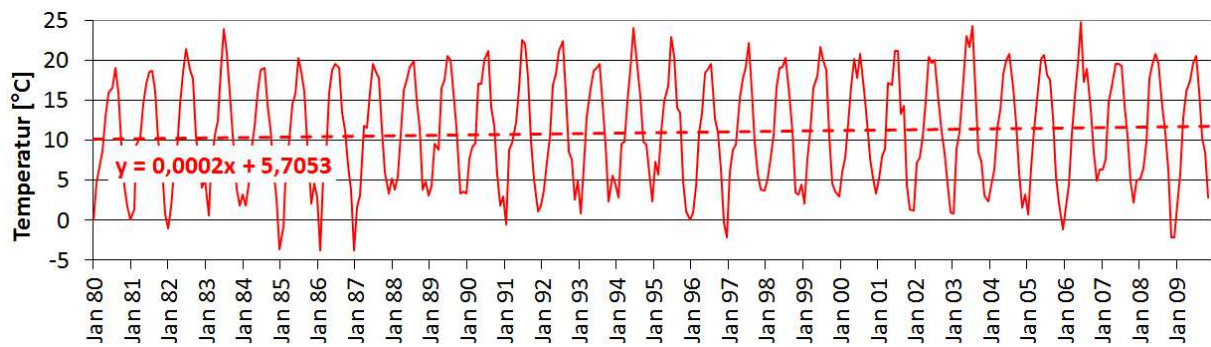


Abbildung 2-3: Mittlere Monatstemperaturen und linearer Trend an der DWD-Station Karlsruhe

Die durchschnittliche Jahresniederschlagshöhe im 30-jährigen Gebietsmittel (1984-2013; Mittelwert regionalisierter DWD-Daten aus dem BoWaHa-Modell (Wirsing 2016)) beträgt 879 mm. Hiervon fallen 49 % im Winterhalbjahr (Okt. bis Mär.) und 51 % im Sommerhalbjahr (Apr. bis Sep.). Abbildung 2-5 zeigt, dass die Niederschläge innerhalb des Modellgebietes von Nord (808 mm) nach Süd bzw. im Süden von West (839 mm) nach Ost (1148 mm) stark zunehmen.

Über die Jahre hinweg schwanken die Niederschlagssummen zwischen 640 und 1250 mm, wobei über die Zeit keine Veränderung dieser Variation erkennbar ist (vgl. Abbildung 2-4).

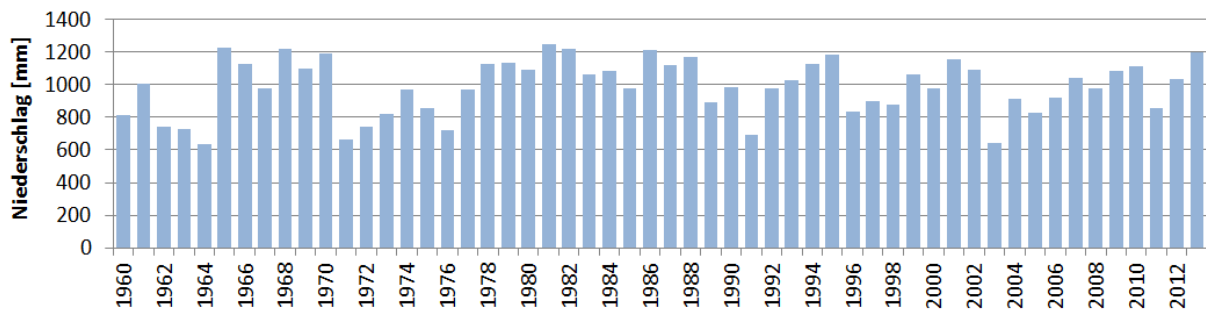


Abbildung 2-4: Jahresniederschlagssummen an der DWD-Station Rastatt (Stationsnr. 4077)

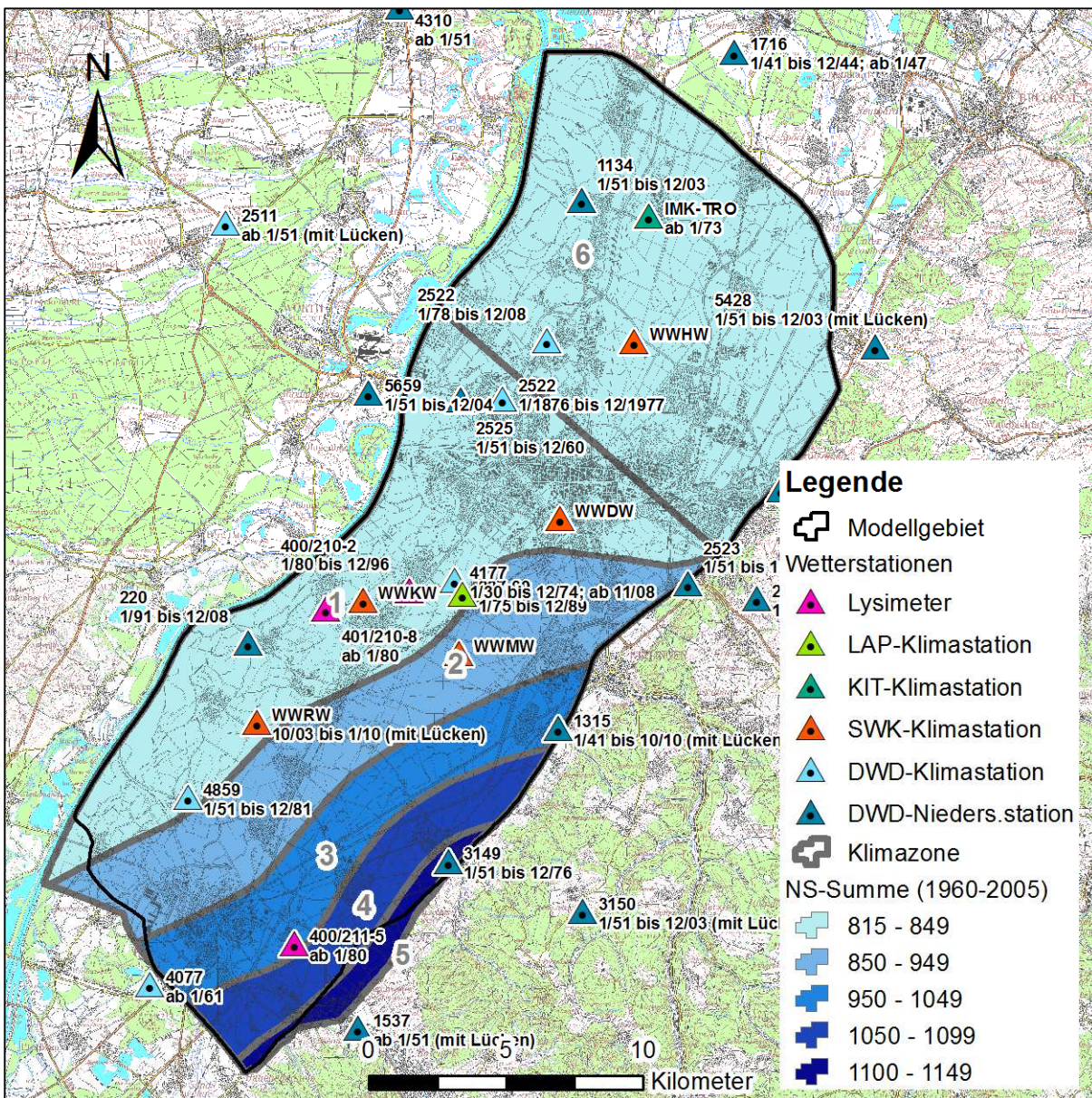


Abbildung 2-5: Wetterstationen, Klimazonen des Bodenwasserhaushalts-Modells und mittlere Jahresniederschlagssummen im Modellgebiet (Wirsing 2016)

2.2.4 Geologischer Aufbau

2.2.4.1 Entstehung des Oberrheingrabens

Die Bewirtschaftung des Grundwassers durch die Stadtwerke Karlsruhe erfolgt in der Schotterebene des Oberrheingrabens, die eine der bedeutendsten Grundwasservorkommen in Mitteleuropa darstellt.

Der Oberrheingraben ist Teil des Europäisch-Känozoischen Riftsystems, dessen Entstehung bis in die Kreidezeit zurückgeht. In Zusammenhang mit der frühen alpinen Orogenese wölbt sich der Erdmantel auf und es bilden sich Zugspannungen und Schwächezonen (Hüttner 2005; Ziegler & Dezes 2005). Im Zuge vulkanischer Aktivitäten im frühen Tertiär werden das kristalline Grundgebirge und die mesozoischen Ablagerungen von Magma intrudiert. Schließlich setzen im späten Eozän infolge der Krustendehnung erste Grabensenkungen

ein. Mit zunehmender Absenkung entsteht eine Seenlandschaft und es kommt südlich zu flachmariner Ingression. Im Oligozän zieht sich die Grabenbildung nach Norden fort und unter Meereseinfluss lagern sich bis ins Miozän marin-brackische Sedimente zu Mergel ab. Im Miozän lässt die Absenkung von Süden beginnend nach. Das Meer zieht sich zurück und die entstandene Grabenebene trocknet nach und nach aus. (Illies 1972)

Mit dem endgültigen Rückgang des Tertiärmeeres beginnt auch die Flussgeschichte des heutigen Rheins. Im Bereich des Kaiserstuhls bildet eine Schwelle quer zum Graben eine Wasserscheide, so dass der Ur-Rhein nördlich davon entspringt und von Zuflüssen aus Schwarzwald und Vogesen gespeist wird. Dementsprechend lagert sich im Oberrheingraben zunächst kalkfreies Material aus den Randgebirgen ab. Südlich entwässern diese über die Aare ins Mittelmeer. (Villinger 1998)

Im Pliozän verstärkt sich die tektonische Bewegung erneut und verändert zudem ihre Hauptspannungsrichtung. Während sich der Graben zuvor in West-Ost-Richtung öffnete, überwiegen seitdem Kräfte in Nordwest-Südost-Richtung. Schräg zum Grabenverlauf treten Zerrungen auf, die erneute Absenkungen im Norden und Süden verursachen. Die maximale Absenkung bildet das „Heidelberger Loch“ während durch Kompression die „Karlsruher Schwelle“ entsteht mit stark reduzierten Ablagerungen aus dem Pliozän und Pleistozän (Illies 1974). Diese Schwellregion bestimmt nicht nur maßgeblich die Mächtigkeit, sondern auch die Ausbildung der Sedimente in Abtragsrichtung, was eine einheitliche Gliederung und Nomenklatur für die Lockergesteine im ganzen Graben erschwert (siehe Kapitel 0) (HGK KA-SP 2007).

Durch die erneute Absenkung überwindet der Ur-Rhein schließlich die Kaiserstuhl-Wasserscheide. Gleichzeitig verhindert eine Hebung im südlichen Rheingraben den Abfluss der Aare, worauf sie sich mit dem Ur-Rhein vereint und erste alpine Ablagerungen im Oberrheingraben folgen. Mit dem Anschluss des Alpenrheins an das Rhein-Aare-System füllen wiederholte Schmelzfluten am Ende der Eiszeiten des Pleistozäns den Oberrheingraben mit mächtigen Sedimentlagern. (Villinger 1986)

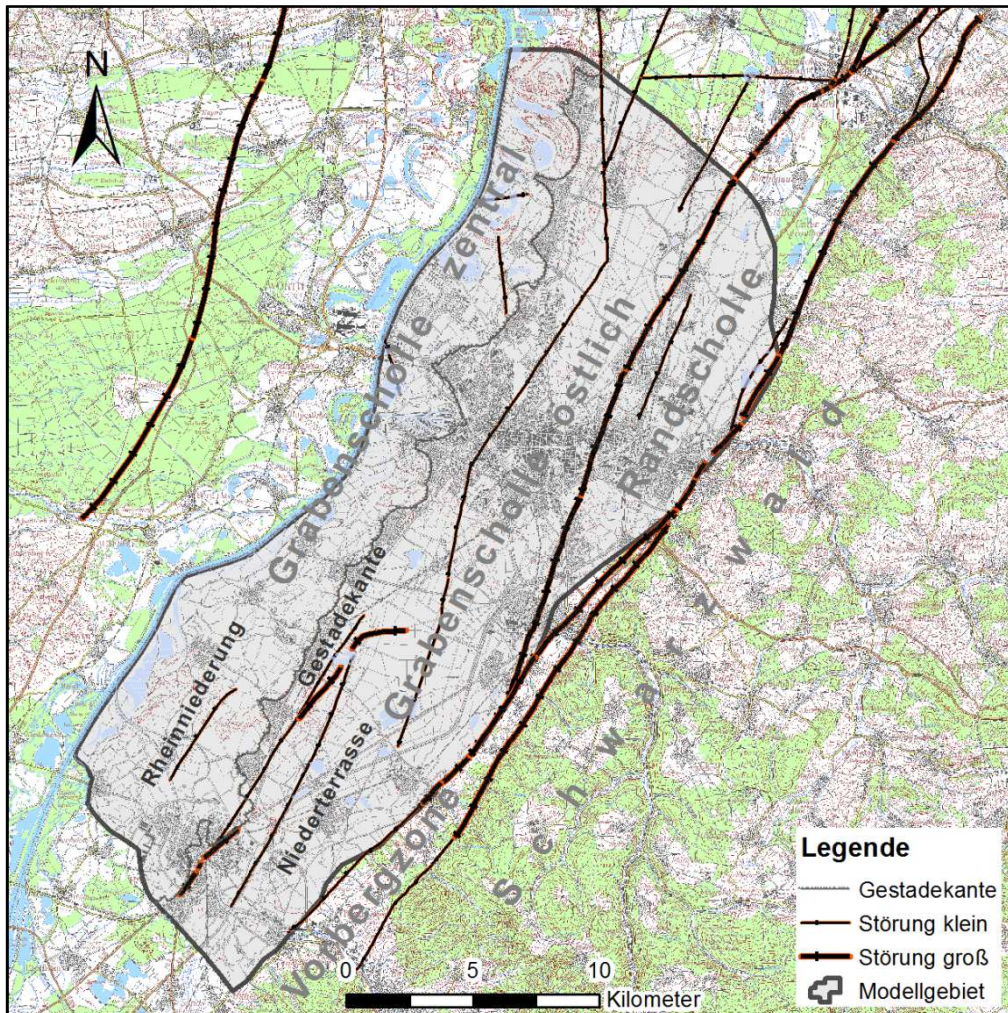
Bis zu Beginn des Holozäns ist der Oberrheingraben bis auf die Höhe der Niederterrasse aufgeschüttet. Der entstandene Bodensee unterbricht den Flussverlauf des Rheins, so dass Wassermenge und damit auch Geröllfracht zurückgehen. Der stark mäandrierende Rhein tieft sich im Übergang von Kalt- zur Warmzeit im Bereich der heutigen Rheinniederung ein. Mit dem Fortschreiten der Warmzeit gehen Wasser- und Geröllmenge stark zurück, so dass die Tiefenerosion zum Stillstand kommt. Die anhaltende Seitenerosion schafft an den Prallhängen der Flussmäander im Übergang zur Niederterrasse eine scharfe, acht bis zehn Meter hohe Kante, die Gestadekante. Mit der Rheinbegradigung von Tulla im 19. Jh. wird der Fluss schließlich stark verkürzt und schiffbar gemacht (Illies 1965).

Durch die tektonische Hebung des Grabens im Westen (Vorderpfalz mit mehreren Terrassenniveaus) und dem anhaltenden Einsinken des Grabens im Osten (Terrassenstapelung) kommt es zur Schiefstellung der Grabensohle. Die resultierende Tiefenlinie entlang der östlichen Hauptverwerfung verhindert, dass die Randzuflüsse orthogonal zum Rhein über die Niederterrasse fließen und lässt diese stattdessen nach Nordosten abknicken. Die Kinzig-Murg-Rinne bzw. Pfalz-Saalbach-Niederung bildet sich heraus. Erst vor 7000 Jahren gelingt es der Murg sich den Weg über die Niederterrasse zum Rhein zu bahnen (RPK 2016a).

2.2.4.2 Tektonische Gliederung

Infolge der Taphrogenese ist der Oberrheingraben unterschiedlich tief eingesunken und in tektonische und morphologische Einheiten gegliedert. Die tiefsten Absenkungen liegen im Bereich der Grabenscholle. Daran grenzen westlich die Zwischenscholle und die Randscholle mit Vorbergzone des Pfälzer Waldes, die bereits im Pleistozän nicht mehr weiter einsank und mit dem Pfälzer Wald gehoben wurde. Östlich schließen die

Randscholle und die Vorbergzone des Schwarzwaldes an die Grabenscholle an. Die Absenkung auf dieser Seite ist stärker und dementsprechend sind die Sedimentschichten mächtiger. Randscholle und Vorbergzone liegen östlich tiefer, so dass das Pliozän im Vergleich zur westlichen Seite durchgängig vom Quartär überlagert ist (UM BW & MUEEF RLP 2007).



**Abbildung 2-6: Tektonik und naturräumliche Gliederung des Modellgebiets
(Datengrundlage UM BW & MUEEF RLP 2007)**

Abbildung 2-6 zeigt, dass große Teile des Modellgebiets auf der **zentralen Grabenscholle** liegen, wobei eine nicht durchgehend nachgewiesene Störung die Grenze zur **östlichen Grabenscholle** bildet. Im Nordosten des Modellgebiets ist die **Randscholle** verbreitet, die auf Höhe des Wasserschutzgebiets Mörscher Wald auskeilt. Morphologisch lässt sich die Rheinniederung durch die acht bis zehn Meter hohe Gestadekante von der Niederterrasse abgrenzen. Nach Osten schließt sich am Fuß der Vorbergzone bzw. des Schwarzwaldes die Kinzig-Murg-Rinne bzw. Pfinz-Saalbach-Niederung an, bevor das Gelände außerhalb des Modellgebiets zum Randgebirge ansteigt.

2.2.4.3 Lithologischer Aufbau

Der lithologische Aufbau der Lockergesteine im Oberrheingraben ist durch die Sedimentationsprozesse der nacheiszeitlichen Schmelzfluten und der Morphologie des Untergrundes begründet. Das angeschwemmte Material hat sich entlang des Grabenverlaufs entsprechend seiner Sedimentationsgeschwindigkeit abgelagert. Demzufolge sind die Lockergesteine im südlichen Grabengebiet im Allgemeinen grobklastischer als im nördlichen. Weiterhin stellten Schwellen- und Beckenregionen Sedimentationshindernisse und -fallen dar, in denen sich unterschiedliche Mächtigkeiten ausbildeten. Entlang der tektonischen Einheiten quer zum Grabenverlauf ändert sich außerdem die Herkunft des abgelagerten Materials mit überwiegend alpinen und kalkhaltigen Gesteinen im zentralen Bereich und zunehmenden Anteilen aus Schwarzwald und Vogesen zu den Randschollen und -gebirgen hin. (Wirsing & Ellwanger 2007)

Durch diese Einflussfaktoren sind die quartären Ablagerungen im Oberrheingraben unterschiedlich ausgebildet. Die beobachteten Sedimentmuster aus dem südlichen und mittleren Grabengebiet sind über die Karlsruher Schwelle hinweg nicht weiter zu verfolgen. Aufgrund der fehlenden stratigraphischen Korrelation liegt bisher auch keine durchgängige und einheitliche Gliederung der Lockergesteine für den ganzen Graben vor und die Abgrenzung in hydrogeologische Einheiten erfolgt anhand lithologischer Merkmale (Wirsing & Ellwanger 2007). Zur Übersicht sind die Sedimentabfolgen entlang des Grabenverlaufs in Abbildung 2-7 zusammengefasst. Eine detailliertere Darstellung der lithofaziellen Abfolge der Lockergesteine zeigt ein Längsschnitt des LGRB in Abbildung 2-8.

Den Festgesteinsuntergrund für die pliozänen und quartären Sedimente bilden die Tonmergelsteine und Mergelsteine, die sich unter Meereseinfluss im Oligozän und Miozän abgelagert haben. Im südlichen und mittleren Grabengebiet folgt darauf die Iffezheim-Formation aus überwiegend tonig-schluffigen Ablagerungen, die in diesem Bereich die Aquiferbasis darstellt. Die pliozänen Sedimente sind lokalen Ursprungs und daher kalkfrei.

Darüber steht die Breisgau-Formation aus sandig-schluffigen Kiesen an. Während ihre alpinen Komponenten Richtung Norden immer weiter zunehmen, gehen die Anteile aus dem Schwarzwald so weit zurück, dass sie sich schließlich nicht mehr von der darüber liegenden Neuenburg-Formation unterscheiden lässt und beide als Ortenau-Formation zusammengefasst werden. Diese wird im Grabenverlauf vermehrt von feinklastischen Linsen geringerer Durchlässigkeit durchzogen, die sich schließlich flächenhaft ausbilden. Als hydraulische Trennschichten unterteilen sie die Kieslager der Ortenau-Formation über die Karlsruher Schwelle hinweg zunehmend bis zu einer ausgeprägten lithologischen Untergliederung Richtung des Heidelberger Beckens. Die Karlsruher Schwelle stellt dabei einen Übergangsbereich sowohl in der lithologischen Zusammensetzung als auch ihrer Bezeichnungen dar. (Wirsing & Ellwanger 2007)

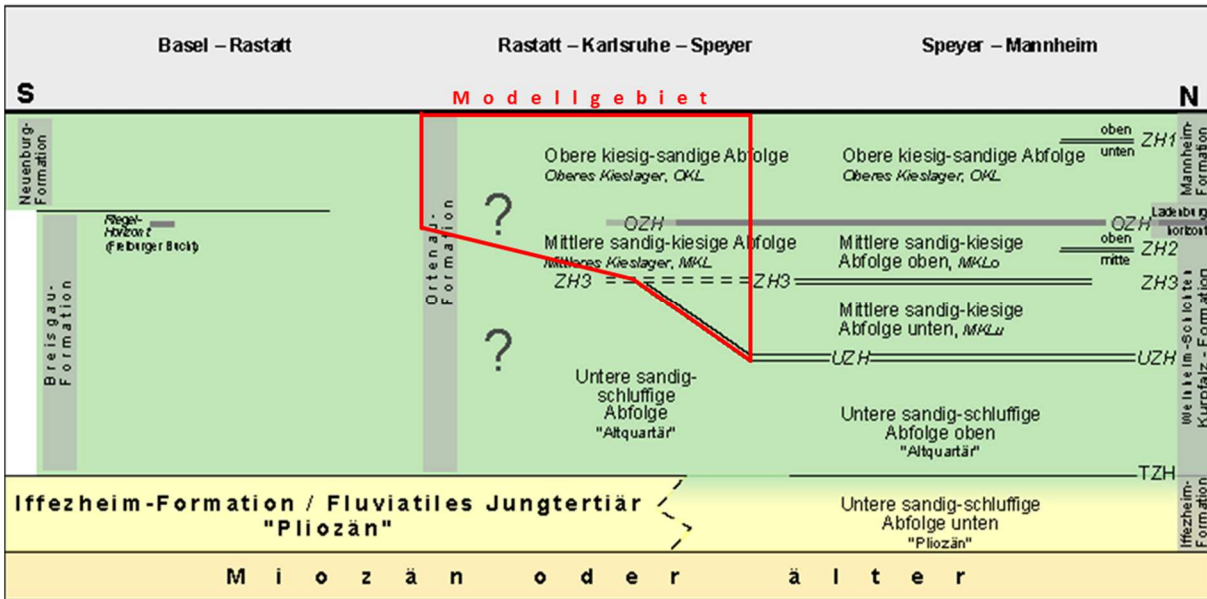


Abbildung 2-7: Lithologisches Korrelationschema für die Lockergesteinsabfolge im Oberrheingraben (Wirsing & Ellwanger 2007) mit Lage des Modellgebiets

Die Lockersedimente im nördlichen Teil des Oberrheingrabens werden wie folgt eingeteilt. Die Obere kiesig-sandige Abfolge (OksA) entspricht der alten Bezeichnung des Oberen Kieslagers. Sie besteht aus kiesigen Sanden und sandigen Kiesen, die überwiegend alpinen und nördlich von Heidelberg lokalen Ursprungs sind.

Durch den Oberen Zwischenhorizont (OZH) wird gebietsweise die nachfolgende Mittlere sandig-kiesige Abfolge (MskA) abgetrennt, die analog der alten Bezeichnung des Mittleren Kieslagers entspricht. Den OZH bilden Tone, Schluffe und Sande, die einen deutlichen Übergang zu der darüber liegenden grobklastischen OksA darstellen. Die untere Grenze zur MskA ist dagegen oft unscharf. Die MskA ist feinkörniger als die OksA und aus sandigen Kiesen und Sanden aufgebaut. Örtlich wird sie von Schluff und Toneinlagerungen durchzogen, die sie teilweise als flächenhafte Zwischenhorizonte (ZH2, ZH3) weiter untergliedern. Dort wo der OZH fehlt, werden die OksA und die MskA zusammengefasst und gehen südlich in die Ortenau-Formation über.

An der Basis trennt der Untere Zwischenhorizont (UZH) aus tonig-schluffigen Linsen die Untere sandig schluffige Abfolge (UssA) ab. Diese ist durch den Tiefen Zwischenhorizont (TZH) weiter in die Untere sandig-schluffige Abfolge oben (UssAo) und die Untere sandig-schluffige Abfolge unten (UssAu) gegliedert, die den alten Bezeichnungen des Altquartärs und Pliozäns entsprechen.

Die UssAo ist durch eine wechselnde Zusammensetzung aus kalkhaltigen Sanden und Schluffen gekennzeichnet. Südlich sind vermehrt kiesige Schichten eingelagert, deren Anteil nach Norden abnimmt.

Der TZH ist durch stark tonige Abschnitte in Bohrprofilen definiert, jedoch ist die Kenntnis über eine flächenhafte Ausbreitung aufgrund der tiefen Lage unvollkommen. Über dem Festgesteinsuntergrund des alten Tertiärs steht die UssAu an, die aus nahezu kalkfreien, fluvialen bis limnischen Feinklastika besteht. Schluffe, Tone und Sande herrschen vor, in die gebietsweise Torfe und im unteren und mittleren Abschnitt Grobsande und Kiese eingelagert sind. Im Gegensatz zur Iffezheim-Formation, die südlich von Karlsruhe Richtung Norden langsam in die UssAu übergeht, weist sie ein beträchtliches Porenvolumen auf und enthält daher auch Grundwasser. (Wirsing & Ellwanger 2007)

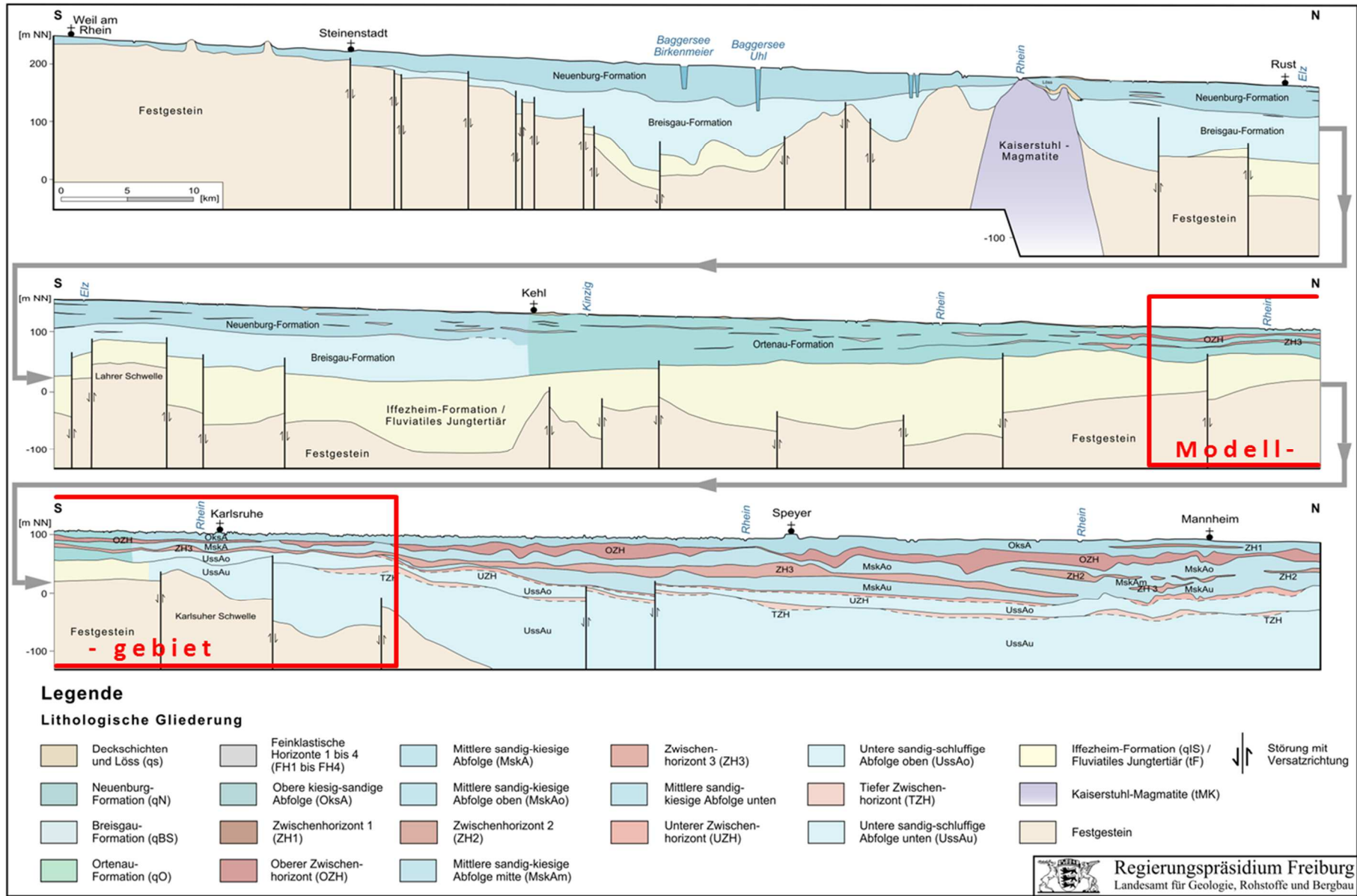


Abbildung 2-8: Schematischer Süd-Nord-Schnitt entlang des Rheins (Wirsing & Ellwanger 2007 verändert) mit Lage des Modellgebiets

2.2.5 Hydrogeologischer Aufbau

2.2.5.1 Hydrogeologischer Aufbau des Oberrheingrabens

Die im vorangehenden Kapitel beschriebenen lithologischen Sedimentschichten bilden die hydrogeologischen Einheiten, die den Untergrund in Grundwasserstockwerke gliedern. Für die Unterteilung in einzelne Aquifere dienen gering durchlässige Zwischenhorizonte (Aquitarde), Unterschiede in hydrogeologischen Eigenschaften oder hydraulischen Potentialen der Grundwasserleiter, sowie Unterschiede in der Hydrochemie oder der Isotopensignatur des Grundwassers (Wirsing & Ellwanger 2007). Zur Übersicht sind die Grundwasserleiter entlang des Oberrheingrabens in Abbildung 2-9 zusammengefasst dargestellt.

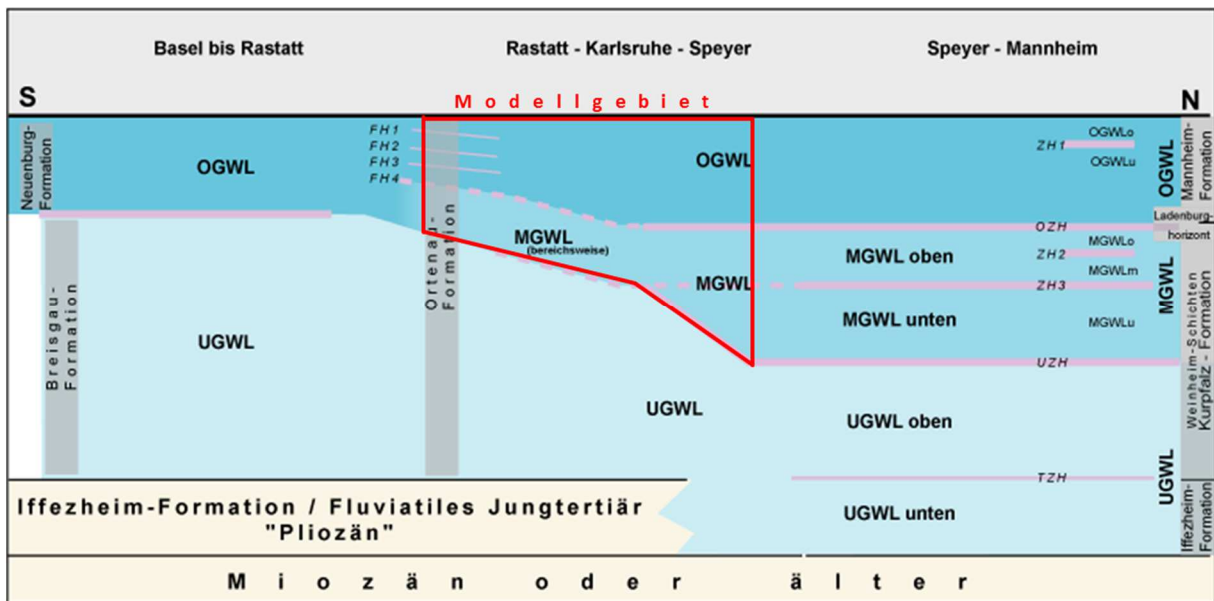


Abbildung 2-9: Hydrostratigraphisches Korrelationsschema für die Lockergesteinsabfolge im Oberrheingraben (Wirsing & Ellwanger 2007 verändert) mit Lage des Modellgebiets

Im südlichen Grabengebiet werden die Grundwasserkörper aufgrund fehlender Zwischenhorizonte anhand der unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften in die Neuenburg- und Breisgau-Formation bzw. in den Oberen (OGWL) und Unteren Grundwasserleiter (UGWL) getrennt. Im Übergang in die Ortenau-Formation sind die zuvor deutlichen Unterschiede geringer ausgeprägt. Den OGWL bildet dann die Ortenau-Formation oben, den UGWL die Ortenau-Formation unten.

Entlang des Grabenverlaufs werden die Lockergesteine zunehmend durch hydraulisch wirksame Zwischenhorizonte getrennt. Zunächst erfolgt eine weitere Unterteilung in den Oberen, Mittleren (MGWL) und Unteren Grundwasserleiter. Durch die vermehrte Einschaltung von feinklastischen Trennschichten werden diese im nördlichen Grabengebiet weiter in obere und untere Abschnitte gegliedert (Wirsing & Ellwanger 2007). Die Aquiferbasis im südlichen und mittleren Grabengebiet bildet die gering durchlässige Iffezheim-Formation. Südlich von Karlsruhe geht diese allmählich in die grundwasserführende Untere sandig-schluffige Abfolge unten (UssAu) über, wodurch die Aquiferbasis auf Höhe des tertiären Festgesteins absinkt (Wirsing & Ellwanger 2007).

2.2.5.2 Hydrogeologischer Aufbau des Modellgebiets

Das Modellgebiet liegt zwischen Linkenheim-Hochstetten und Rastatt Süd im Bereich der Karlsruher Schwelle und damit im zuvor beschriebenen lithologischen Übergangsbereich. Aus diesem Grund ist auch die Bezeichnung der Sedimentlager in Berichten und Gutachten für dieses Gebiet uneinheitlich. Für die nachfolgende Beschreibung des hydrogeologischen Aufbaus dient zunächst die Datengrundlage des LGRB (Wirsing & Ellwanger 2007), in der die HGK Karlsruhe-Speyer (UM BW & MUEEF RLP 2007) bereits integriert ist. Anschließend werden die Lockersedimente nach dem aktuellen Symbolschlüssel Geologie (LGRB 2016b) unterteilt.

Im nördlichen und mittleren Modellgebiet bildet das tertiäre Festgestein die Aquiferbasis, auf der die UssAu den Unteren Grundwasserleiter unten (UGWLu) bildet (Abbildung 2-8). Im nördlichen Modellgebiet auf der zentralen Grabenscholle erreicht dieser eine beträchtliche Mächtigkeit von über 160 Meter. Für Aussagen zur Durchlässigkeit liegen hier nur sehr wenige Daten vor. In der HGK KA-Sp (UM BW & MUEEF RLP 2007) werden Durchlässigkeitsbeiwerte von $0,2 \cdot 10^{-4}$ bis $5 \cdot 10^{-4}$ m/s angegeben. Nach Abbildung 2-8 geht im südlichen Modellbereich die UssAu in die Iffezheim-Formation über. Letztere hat geringere Durchlässigkeitsbeiwerte und stellt im Süden die Aquiferbasis dar. Die Tatsache, dass dieser Übergang in der HGK Ka-Sp (UM BW & MUEEF RLP 2007; Abbildung 2-10) noch nicht eingezeichnet ist, zeigt, dass es sich hierbei nicht um einen abrupten Übergang handelt, sondern dass die Durchlässigkeiten der UssAu in diesem Bereich allmählich immer geringer werden.

Der UGWL, für den eine hydraulische Trennung in UGWLu und UGWL0 durch den Tieferen Zwischenhorizont (TZH) erst nördlich des WSG Hardtwald vorhanden ist (vgl. Karte 3), enthält ein bedeutendes Grundwasservorkommen, das entsprechend der bisherigen Genehmigungspraxis durch die bestehenden Wasserwerke nicht genutzt, sondern für zukünftige Generationen erhalten werden soll.

Im Grundwasserströmungsmodell wird der OGWL und MGWL als Aquifer vorgegeben, in dem mit Ausnahme von vier Grundwasserentnahmen alle wasserwirtschaftlichen Aktivitäten stattfinden. Karte 3 im Anhang, Abbildung 2-10 und Abbildung 2-11 zeigen die Aquiferbasis im Modellgebiet. Im nördlichsten Bereich ist dies der MGWLu, in der rheinnahen Modellhälfte der MGWL und in der schwarzwaldnahen Modellhälfte der OGWL. Die größte Mächtigkeit im Norden beträgt 65 Meter, wobei auch im Bereich des Wasserwerks Mörscher Wald 50 Meter erreicht werden. Die geringste Aquifermächtigkeit liegt am östlichen Rand des Modellgebiets vor und beträgt dort 5 Meter. Der Zwischenhorizont 3 (ZH3), der den MGWL in einen oberen und unteren Grundwasserleiter trennt, streicht von Norden her im nördlichsten Bereich des Modellgebiets aus (vgl. Karte 3).

Der Obere Zwischenhorizont (OZH) ist in der rheinnahen Modellhälfte mit Lücken verbreitet (vgl. Karte 3) und trennt in diesem Bereich den MGWL vom OGWL ab. In der Regel ist die hydraulische Trennung der beiden Aquifere aber durch die zahlreichen nachgewiesenen Verbreitungslücken gering, was sich im Vergleich von unterschiedlich tief verfilterten Grundwassermessstellen plausibilisieren lässt. Vor diesem Hintergrund erscheint ein 2D-Ansatz in der Modellierung ausreichend.

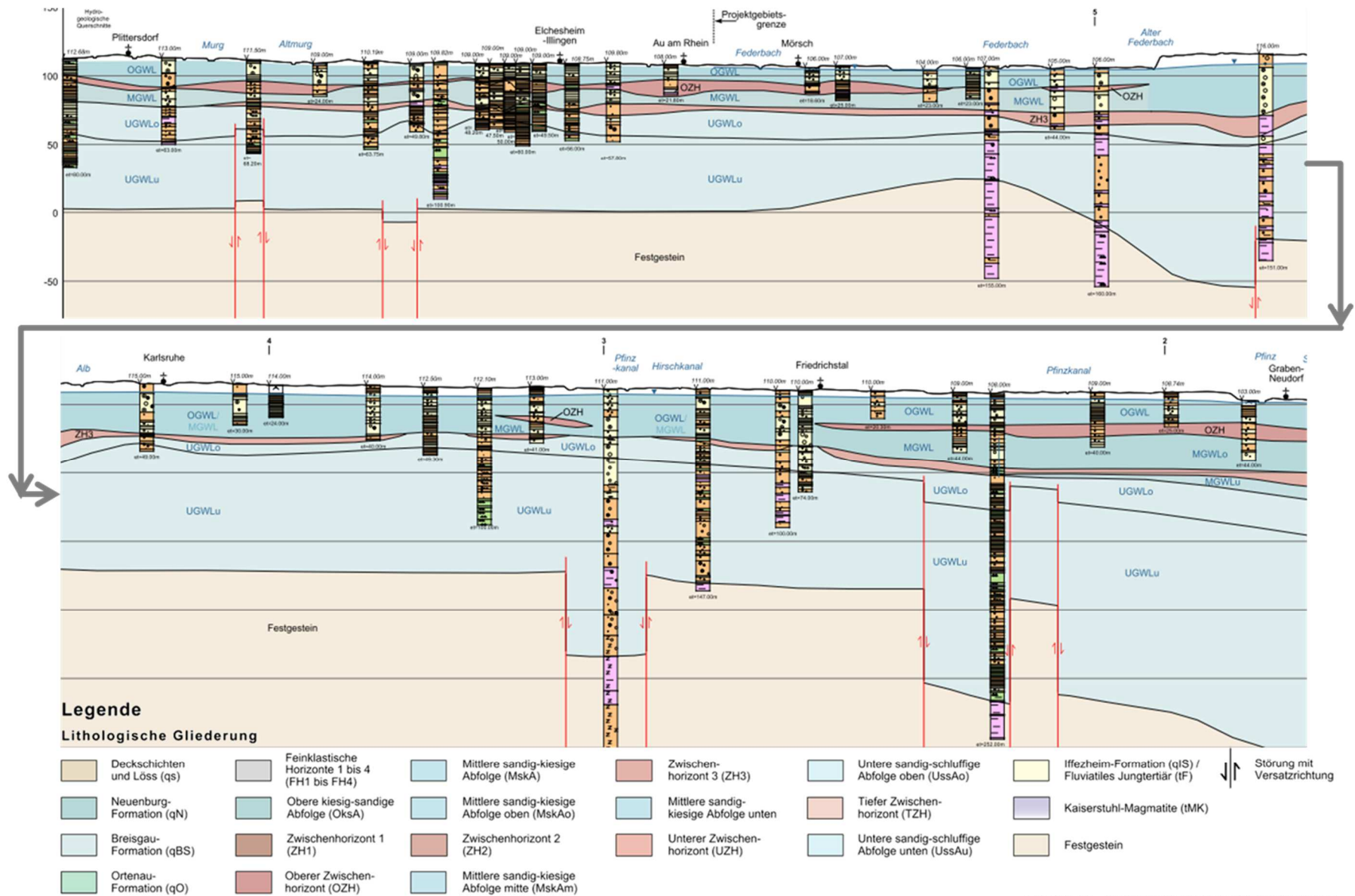


Abbildung 2-10: Hydrogeologischer Längsschnitt durch das Modellgebiet (Längsschnitt 7 der HGK KA-SP 2007 verändert, Lage auf Karte 3 im Anhang)

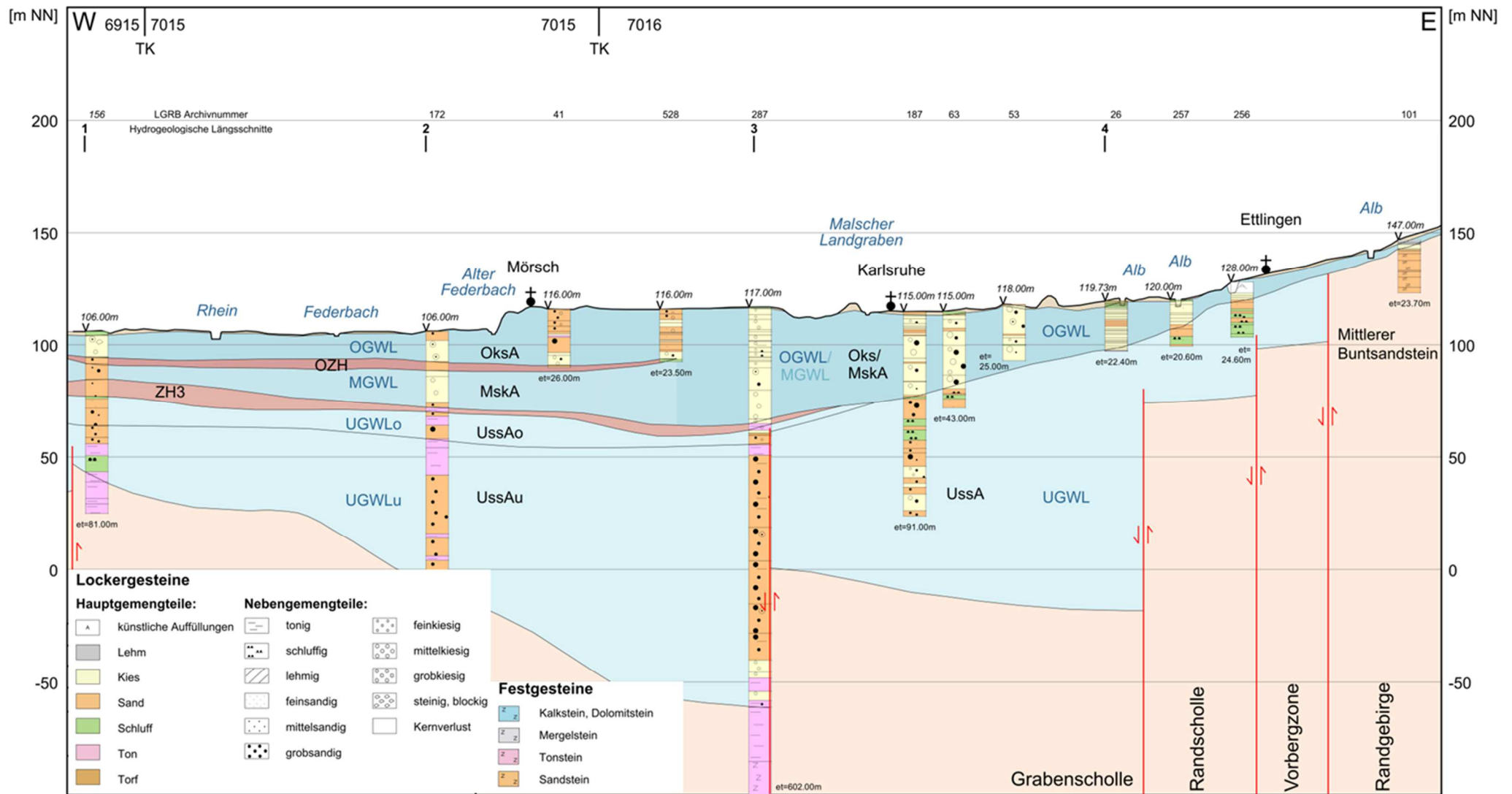


Abbildung 2-11: Hydrogeologischer Querschnitt durch das Modellgebiet (Querschnitt 9 der HGK Ka-Sp 2007 verändert, Lage auf Karte 3 im Anhang)

Nach dem aktuellen Symbolschlüssel Geologie Baden-Württemberg (LGRB 2016b) werden die Sedimentschichten im nördlichen Oberrheingraben anderen lithofaziellen Einheiten zugeteilt. Die Begriffe der sandigen, kiesigen und schluffigen Abfolgen werden, genauso wie die Aufteilung der Ortenau-Formation in einen unteren und oberen Abschnitt aufgehoben.

Die OksA wird jetzt der Mannheim-Formation und der teils vorhandene OZH der Ludwigshafen-Formation zugeschrieben. Die Viernheim-Formation fasst die darunter liegenden kalkhaltigen Lockergesteine zusammen und kann weiter in Neuzenlache-Subformationen untergliedert werden. Den oberen Abschnitt bildet die ehemalige MskA, während ab dem ZH3 der untere Abschnitt beginnt. Mit dem Wechsel zu den nahezu kalkfreien pleistozänen Ablagerungen werden die Sedimente wie im südlichen und mittleren Grabengebiet als Iffezheim-Formation bezeichnet.

In weiten Bereichen des Modellgebiets sind die obersten Kiese und Sande ohne einen trennenden Zwischenhorizont größtenteils nicht zu differenzieren. Sie werden als Mannheim- und obere Viernheim-Formation zusammengefasst und bilden den OGWL. Außerhalb des Verbreitungsgebietes des ZH3 erfolgt die Abgrenzung zur unteren Viernheim-Formation durch die zunehmend sandige Zusammensetzung der Lockergesteine. Im Untersuchungsgebiet steht diese nur lokal und mit geringer Mächtigkeit an und bildet den UGWL_o. Darunter stellt die Iffezheim-Formation auf dem Festgestein den UGWL_u bildet.

Tabelle 2-1: Übersichtstabelle über die stratigraphische, lithologische und hydrogeologische Gliederung der Lockergesteine im Bereich des zentralen Modellgebiets (WSG Mörscher Wald, Kühlers & Willmann (2016) nach LGRB (2016b))

Stratigraphische Gliederung	Ära	Mesozoikum ← Känozoikum						
	System	Paläogen ← Neogen (neu) Kreide ← Tertiär (alt)			Quartär			
	Serie	Eozän ← Oligozän ← Miozän ← Pliozän			Pleistozän			
Lithologische Gliederung	Lithologie Nord	Untere sandig-schluffige Abfolge unten (UssAu)	Tiefer Zwischenhorizont (TZH)	Untere sandig-schluffige Abfolge oben (UssAo)	Unterer Zwischenhorizont (UZH) bzw. Zwischenhorizont 3 (ZH3)	Obere kiesig-sandige Abfolge und Mittlere sandig-kiesige Abfolge (OksA/MskA)		
	Lithologie (alt)			Ortenau-Formation unten		Mittlere sandig-kiesige Abfolge (MskA)	Oberer Zwischenhorizont (OZH)	Obere kiesig-sandige Abfolge (OksA)
	Formation Süd	Iffezheim-Formation		Neuzenlache-Subformation (Untere Viernheim-Schichten)		Mittleres Kieslager (MKL)		Oberes Kieslager (OKS)
	Geologische Einheit LGRB 2016			„Altquartär“		Ortenau-Formation oben (unterer Abschnitt)		Ortenau-Formation oben (oberer Abschnitt), Ortenau-Formation oben
	Bezeichnung (alt)	Pliozän/ „Jungtertiär“		„Jungquartär“			Mannheim-Formation	
	Material	nahezu kalkfreie Schluffe, Tone und Sande		tonige Abschnitte		Wechselfolge von kalkhaltigen Sanden und Schluffen	Ton- und Schlufflagen	schwach schluffige sandige Kiese und Sande
Hydrogeologische Gliederung	Aquifer	Unterer Grundwasserleiter unten (UGWLu)	Trennhorizont	Unterer Grundwasserleiter oben (UGWLo)	Trennhorizont	Oberer Grundwasserleiter		
	Mächtigkeit WSG MW [m]	11,1 – 107,9	/	0,3 – 14,7	0,1 – 5,6	Mittlerer Grundwasserleiter (MGWL)	Trennhorizont	(OGWL)
	Durchlässigkeit WSG MW [m/s]	0,2·10 ⁻⁴ – 5·10 ⁻⁴	/	~ 5·10 ⁻⁴	/	19,4 – 24,5	3,4 - 4,9	3,9 – 54,4
	Stockwerk	tiefes Grundwasserstockwerk		unteres Grundwasserstockwerk		oberes Grundwasserstockwerk		

2.2.5.3 Grundwasserströmungsverhältnisse

Der Zustrom vom östlichen Modellgebietsrand erfolgt über die geringmächtigen quartären Talfüllungen von Pfinz, Wetterbach, Alb und Murg. Weiterhin wird der Randzustrom von Karst- und Kluftgrundwasser aus dem Muschelkalk des Kraichgau und dem Buntsandstein des Schwarzwalds gebildet. Von dort strömt das Grundwasser mit einem Gefälle von 0,5 bis 3 ‰ in nordwestlicher Richtung der Rheinniederung zu. Der steilste Grundwassergradient tritt im Bereich der Gestadekante auf (vgl. Karten 12 bis 14 im Anhang).

In- und exfiltrierende Fließgewässer, Grundwasserhaltungen und -entnahmen beeinflussen das Fließverhalten dabei lokal. Durch die Grundwasserneubildung aus Niederschlag, die den Hauptteil des Grundwassers im Modellgebiet ausmacht, nehmen Anteil und Beeinflussung der Wasserstandsdynamik durch den Randzufluss von Südosten nach Nordwesten sehr schnell ab, so dass dieser im zentralen Modellbereich kaum mehr eine Rolle spielt.

In der Rheinniederung dreht die Grundwasserströmung bei mittleren bis hohen Wasserständen des Rheins durch die zahlreichen exfiltrierenden Fließgewässer und Gräben, die in den 1930iger Jahren angelegt wurden, in rheinparallele Richtung ab. Der Rhein infiltriert bei diesen Wasserständen (Deinlein 1999; Schwab 2011). Bei tiefen Rheinwasserständen wirkt dieser als Vorfluter, so dass die Strömungsrichtung des Grundwassers nach Nordwesten beibehalten wird (Deinlein 2006).

2.2.5.4 Grundwasserschwankungsamplituden

Am Beispiel von fünf Messstellen (Grabenrand, zentral auf der Niederterrasse, unmittelbar an der Gestadekante, am Rhein sowie an der Murg) soll die Wasserstandsdynamik an einem Südost-Nordwest-Schnitt durch das Modellgebiet dargestellt werden:

Die Messstelle 119/309 (Abbildung 2-12) nahe dem Grabenrand und in der Pfinz-Saalbach-Niederung gelegen, zeigt annuelle Amplituden des Grundwasserstands von 1 Meter. Die Langzeitschwankungen, die durch den Wechsel mehrjähriger Feuchtephasen (z.B. 1999 bis 2002) und Trockenphasen (z.B. 2003 bis 2006) zu Stande kommen, betragen knapp 2 Meter.

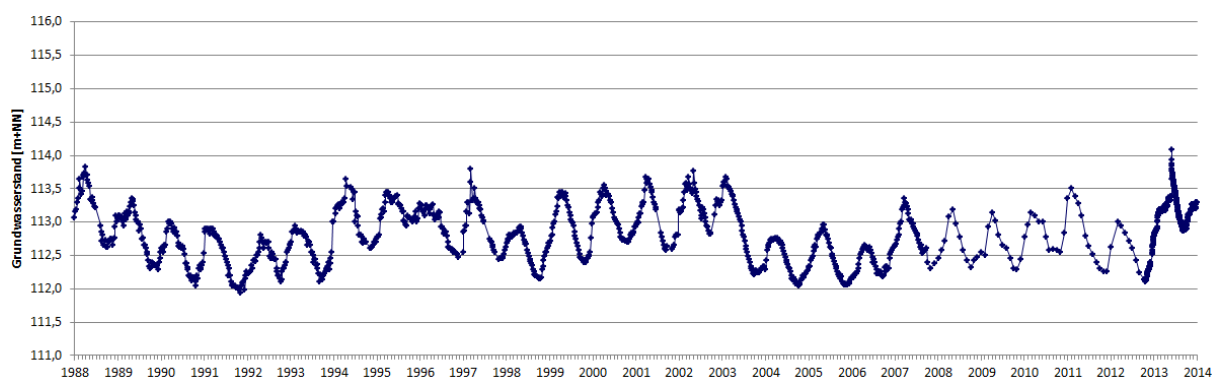


Abbildung 2-12: Messstelle 119/309-9 bei Grötzingen in der Pfinz-Saalbach-Niederung nahe dem Grabenrand

Zur Darstellung der Grundwasserstandsdynamik auf der Niederterrasse wird die Messstelle 0260/259-1 in Abbildung 2-13 gewählt. Diese ist soweit von Oberflächengewässern entfernt, dass kein unmittelbarer, kurzfristiger Einfluss vorhanden ist. Die annualen Schwankungen betragen im Mittel nur noch 0,5 Meter, wobei das Maximum im Frühjahr, das Minimum im Herbst erreicht wird. Die Langzeitschwankungen, die durch den

Wechsel mehrjähriger Feuchtephasen (z.B. 1999 bis 2002) und Trockenphasen (z.B. 2003 bis 2006) zu Stande kommen, betragen knapp 2,5 Meter.

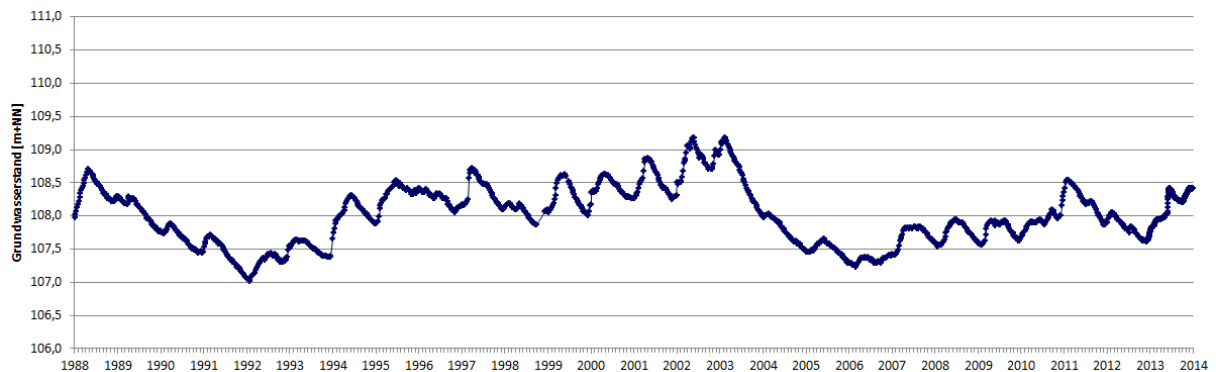


Abbildung 2-13: Messstelle 0260/259-1 nördlich von Stutensee-Blankenloch, westlich der Alten Bach auf der Niederterrasse

Am Fuß der Gestadekante treten durch die exfiltrierenden Abzugsgräben und grundwasserbürtigen Fließgewässern die geringsten Grundwasserschwankungen auf. Abbildung 2-14 zeigt diesen Sachverhalt für die Messstelle 172/210-2 in der Fritschlach. Die annuellen Schwankungen betragen nur noch 0,2 bis 0,3 Meter. Die Langzeitschwankungen, die durch den Wechsel mehrjähriger Feuchtephasen (z.B. 1999 bis 2002) und Trockenphasen (z.B. 2003 bis 2006) zu Stande kommen, betragen nur 0,7 Meter.

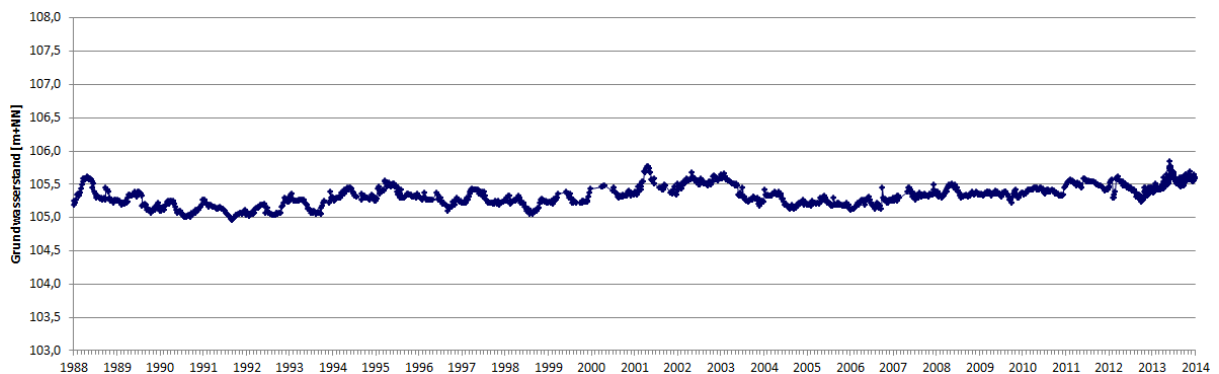


Abbildung 2-14: Messstelle 0172/210-2 in der Fritschlach an der Gestadekante

Die stärksten Schwankungen der Grundwasserspiegel treten am Westrand in unmittelbarer Nähe zum Rhein auf. Abbildung 2-15 zeigt dies für die nahe am Rhein gelegene Messstelle KW 16. Hier pausen sich die Rheinwasserstände fast unvermindert in den Aquifer durch, weshalb in diesem Bereich im Modell auch eine DIRICHLET-Randbedingung gesetzt wird. Die annuellen Schwankungen werden von den kurzfristigeren Schwankungen der Wasserstände des Rheins überprägt. Letztere betragen bis 3,5 Meter. Die Gesamtamplitude zwischen niedrigsten und höchsten Wasserständen am Pegel liegt mit knapp 4 Metern nur unwesentlich höher.

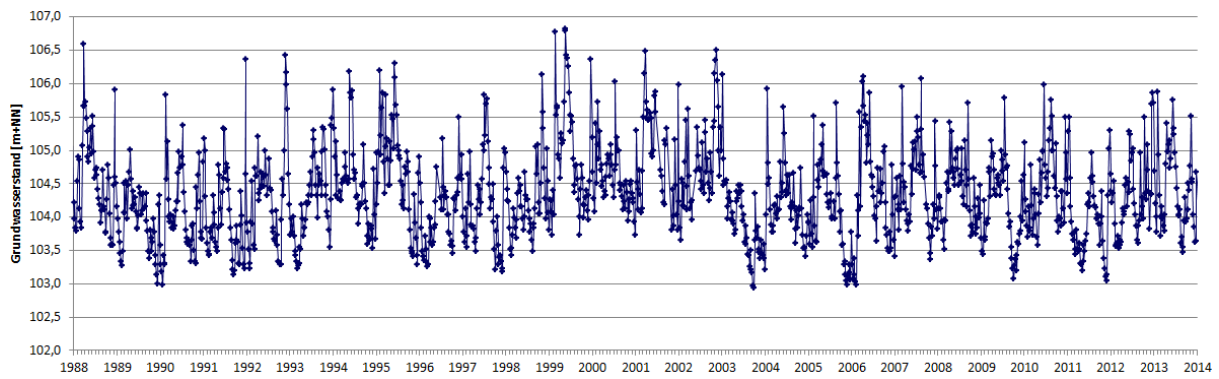


Abbildung 2-15: Messstelle KW 16 im Kastenwört am Rhein

Eine ähnliche Charakteristik tritt nur entlang der Murg, am größten innerhalb des Modellgebiets befindlichen Fließgewässer auf. Auch hier dominieren die Hochwasserspitzen die annuelle, durch die Grundwasserneubildung geprägte Dynamik. Abbildung 2-16 zeigt für die Messstelle 0159/211-5 in Rastatt, dass Hochwasserereignisse die Grundwasserstände schnell um bis zu 2 Meter ansteigen lassen können.

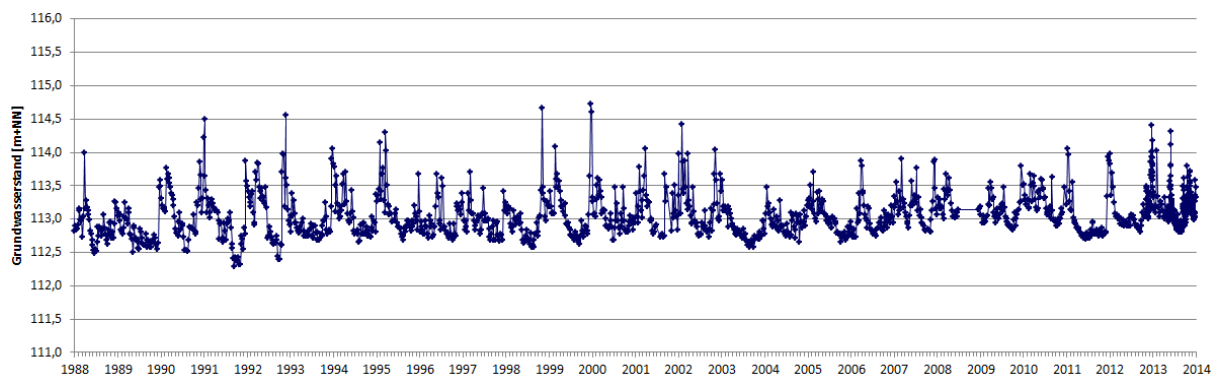


Abbildung 2-16: Messstelle 0159/211-5 in Rastatt an der Murg

2.2.6 Oberflächengewässer

Karte 4a (im Anhang) zeigt die Fließgewässer, die das Modellgebiet durchziehen. Für die größten 15 Fließgewässer (rot gekennzeichnet: Rhein, Murg, Alb, Pfinz, Pfinzentlastungskanal, Federbach, Alter Federbach, Rappenhöfener Altrheinarm, Schmidbach, Kunzenbach, Riedkanal, Malscher Landgraben, Erlengraben, Hertelgraben, Weißer Graben) liegen instationäre Wasserstände vor. Teilweise wurden diese bereits von Behördenseite aufbereitet zur Verfügung gestellt. Teilweise wurden durch Vergabe externer Aufträge hydraulische Modelle zur Ermittlung der Wasserstände entlang von Flussläufen aufgebaut:

- Alb (Schiffler & Weiss 2001)
- Pfinz(-Heglach) & Pfinzentlastungskanal (Roth & Lengnick 1999)
- Murg (Ludwig 2000)

37 kleinere Fließgewässer (auf den Karten blau gekennzeichnet) wurden stationär ins Modell eingebunden.

Altrheinarme und Baggerseen haben zum Teil Rheinanschluss, so dass im Modell entsprechend Wasserstände vorgegeben werden können. Zum Teil fehlt dieser Anschluss oder sie liegen in größerer Entfernung zum Rhein und stellen dort Grundwasserblänken dar.

2.2.6.1 Rhein

Der Rhein bildet die westliche Begrenzung des Modellgebiets. Er wurde von Johann Gottfried Tulla im Zuge der Rektifikation des Rheins ab 1817 (erster Durchstich bei Knielingen) begradigt. Abbildung 2-17 zeigt die Mitte des 19. Jahrhunderts abgeschlossene Flussbegradigung im Bereich des Modellgebiets. Die Ausdeichung der Aue begann parallel mit der Rheinbegradigung Anfang des 19. Jahrhunderts („Tulla-Dämme“). Viele der heute vorhandenen Rheinhauptdämme wurden aber erst vom Reichsarbeitsdienst Mitte des 20. Jahrhunderts errichtet. Für den Zeitraum der Modelllaufzeit (ab 1960) hat sich die Lage der Dämme nicht geändert, Überströmungen der Dämme bei Rheinhochwasser sind nicht bekannt.

Das große Einzugsgebiet von 50 196 km² (am Pegel Maxau (LUBW 2018b)) wird v.a. durch die Alpen und das Alpenvorland, aber auch von Schwarzwald und Vogesen gebildet. Mit einem mittleren Abfluss am Pegel Maxau von 1 250 m³/s (Minimum: 340 m³/s am 4.11.1947 / Maximum: 4 550 m³/s am 31.12.1882 (LUBW 2018b)) stellt er das mit Abstand größte Fließgewässer im Modellgebiet dar. Seine Abflussmengen verhalten sich unabhängig vom hydrologischen Geschehen im Modellgebiet.

Abbildung 2-18 zeigt die Bandbreite aus täglichen Niedrigwasser- und Hochwasserständen für den Zeitraum 1980 bis 2010. Die Mittelwasserlinie hat ihre Abflussspitze im Juni. Die Einzeljahre (wie für 2016 gezeigt) verhalten sich dabei stärker fluktuierend und zeigen den Einfluss der Niederschläge, die in 2016 von Mitte April bis Mitte Juni für Süddeutschland sehr hoch lagen und lokal zu großen Überflutungen sorgten.

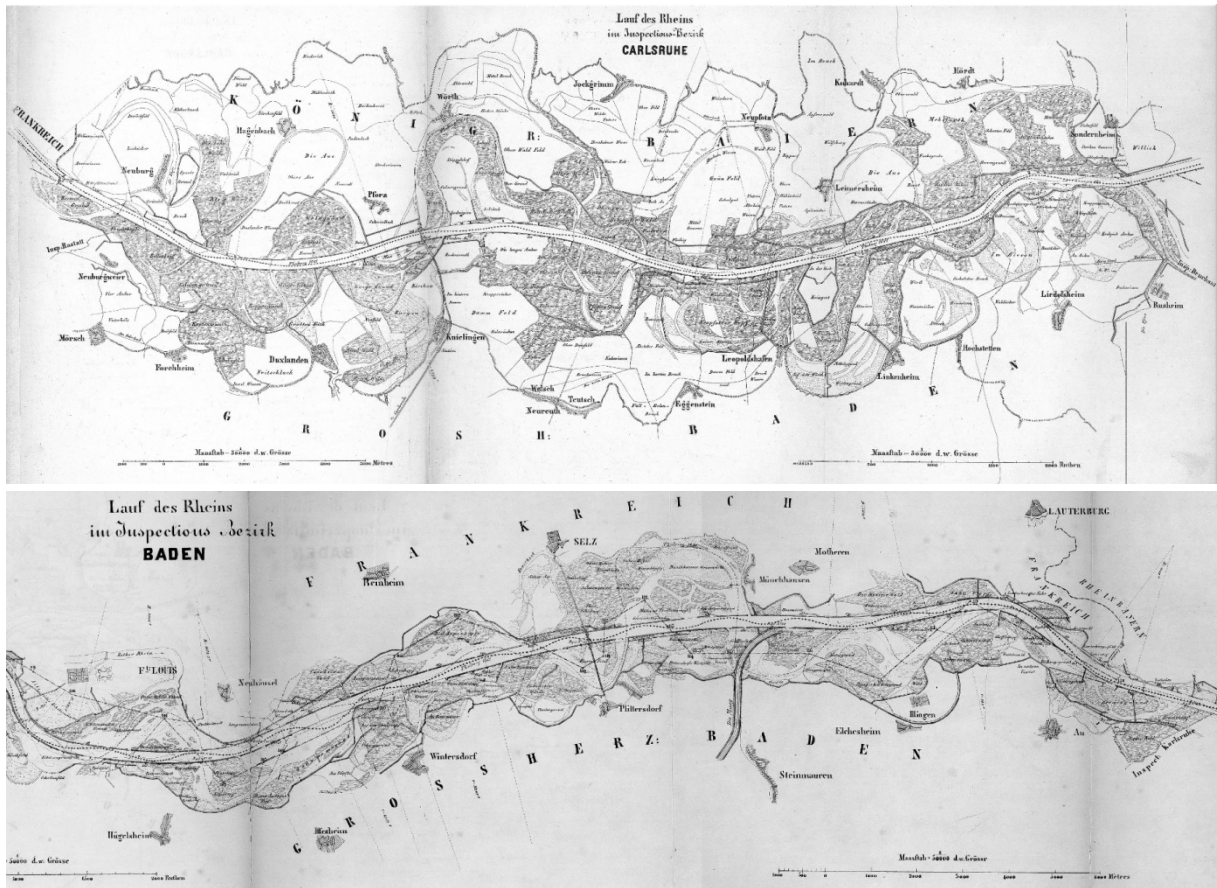


Abbildung 2-17: Karten mit rektifiziertem Lauf des Rheins längs der badisch-französischen Grenze nach dem Stand der Jahre 1838 und 1861 (Oberdirektion des Wasser- und Straßenbaus 1862)

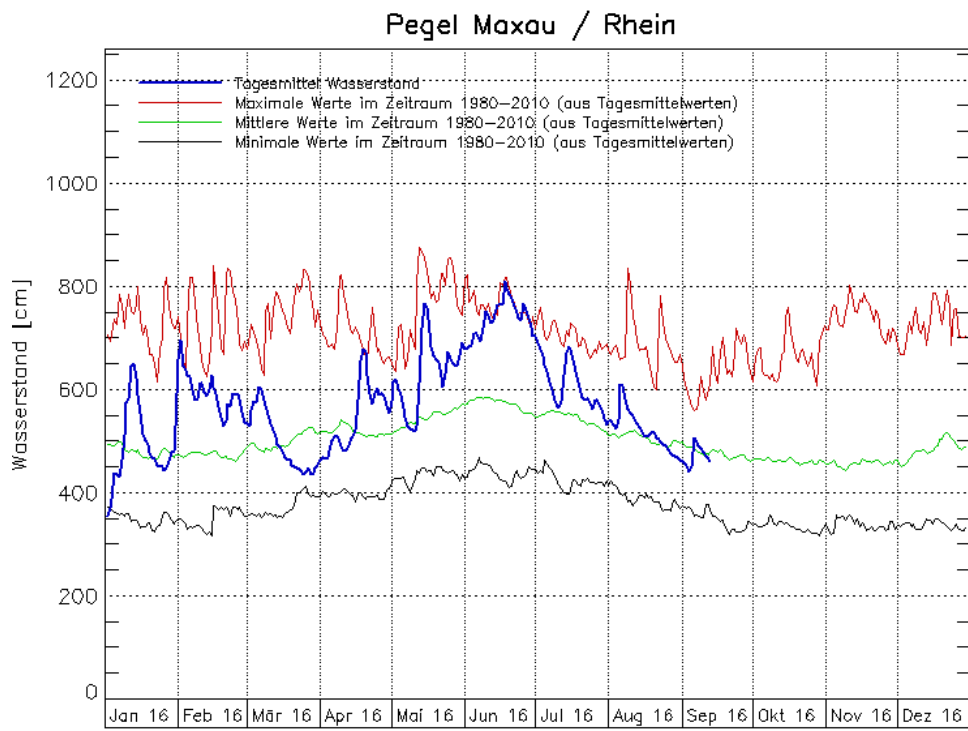


Abbildung 2-18: Jahresgang der Rheinwasserstände am Pegel Maxau (LUBW 2018b)

2.2.6.2 Murg

Die Murg stellt das zweitgrößte Gewässer im Modellgebiet dar. Mit ihrem im Schwarzwald gelegenen Einzugsgebiet von 465 km² hat sie am Pegel Bad Rotenfels (vor Eintritt in das Modellgebiet) einen mittleren Abfluss von 16,1 m³/s (Minimum: 1,97 m³/s am 27.9.2003, Maximum: ~600 m³/s am 29.12.1947 (LUBW 2018b)). Die höchsten mittleren Abflüsse werden von der Schneeschmelze induziert und treten daher in den Wintermonaten auf. Durch das große Einzugsgebiet im niederschlagsreichen Nordschwarzwald gibt es starke und häufige Wechsel in den Wasserspiegellagen (vgl. Abbildung 2-19).

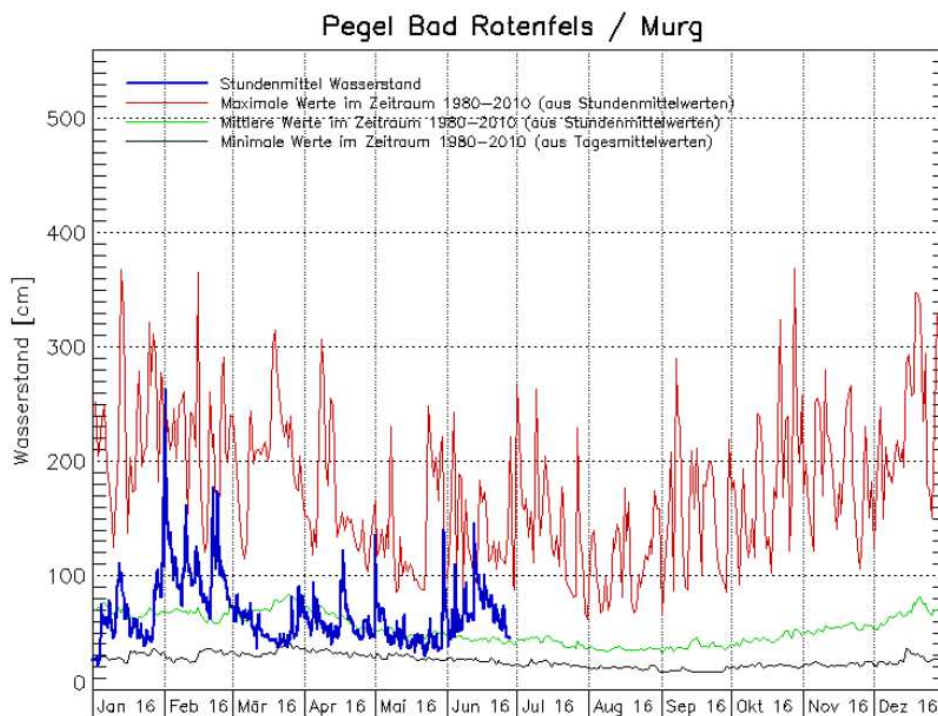


Abbildung 2-19: Jahrgang der Murgwasserstände am Pegel Bad Rotenfels (LUBW 2018b)

Der Wasserspiegel der Murg wird dabei auf den letzten acht Kilometer nicht ausschließlich von den Abflüssen der Murg geprägt. Bei Rheinhochwasser tritt auf dieser Strecke ein Rückstauereffekt auf (Ludwig 2000: 2).

Beim Verlassen des Schwarzwalds und Eintritt auf die Niederterrasse liegt die Murg über dem umgebenden Grundwasserspiegel. In ihrem weiteren Verlauf nimmt der influente Charakter ab, bis sie sich bei Rastatt im Mittel neutral verhält (HGK Rastatt (MfELU 1978: 24)). Zwischen Rastatt und der Mündung in den Rhein wirkt sie effluent und stellt damit eine Vorflut für die Rheinniederung dar.

2.2.6.3 Alb und Albseitenarme

Die Alb hat ihr Einzugsgebiet im nördlichen Buntsandstein-Schwarzwald. Es beträgt am Pegel Ettlingen 149 km² (LUBW 2018b). Mit einem mittleren Abfluss von 2,39 m³/s (Minimum: 0,53 m³/s am 19.9.1993 / Maximum: 97 m³/s am 21.03.2002 (LUBW 2018b)) am Pegel Ettlingen stellt sie das drittgrößte Fließgewässer im Modellgebiet dar. Der Abfluss wird von der Schneeschmelze und den Niederschlagsereignissen in ihrem Einzugsgebiet im Nordschwarzwald geprägt.

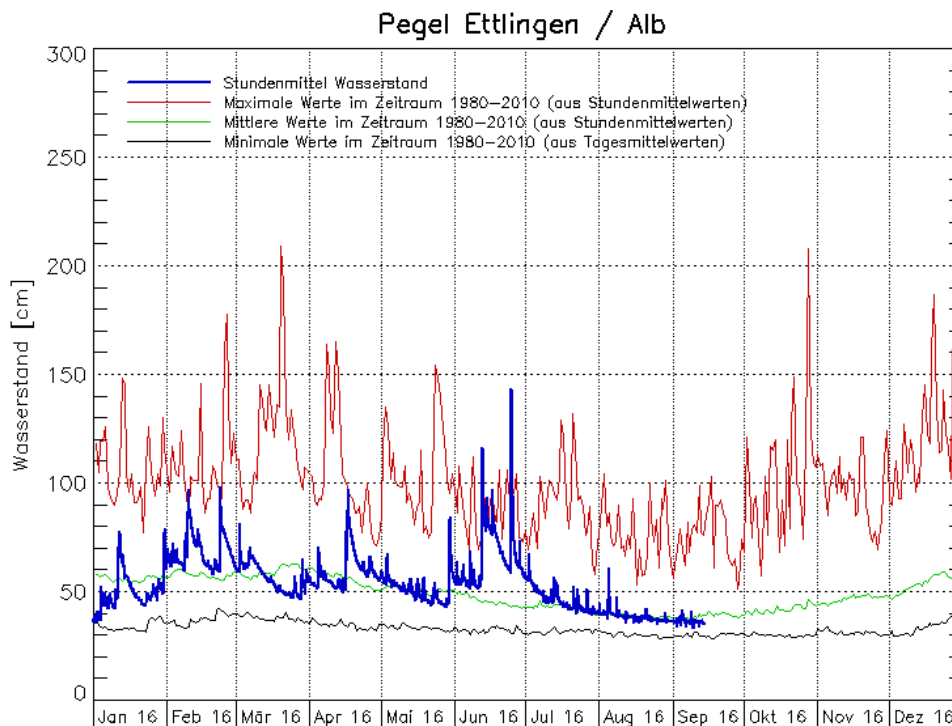


Abbildung 2-20: Jahrgang der Albwasserstände am Pegel Ettlingen (LUBW 2018b)

Nach Eintritt in das Modellgebiet bei Ettlingen verzweigt sich die Alb am ETO-Wehr in den Hauptlauf und den Erlengraben (im weiteren Verlauf als Hertel- und Petergraben bezeichnet). Beide vereinigen sich nördlich von Weiherfeld wieder. In KA-Rüppurr wird der Reiherbach abgezweigt, der nach kurzer Fließstrecke jedoch wieder in die Alb eingeleitet wird (Deinlein 2006). In KA-Beiertheim befindet sich das bis 1990 in Betrieb gewesene Stephanienbadwehr mit einer Stauhöhe von etwa einem Meter, wobei das noch vorhandene Bauwerk mittlerweile ohne Rückstau durchflossen wird (Deinlein 2006). In KA-Daxlanden zweigt am Thomaswehr der Mühlkanal ab, der unterhalb der Appenmühle wieder in die Alb mündet.

Die „normale“ Mündung liegt nördlich des Ölhafens Karlsruhe (Rhein-km 367,5). Bei einem Rheinabfluss von $> 1\,835\text{ m}^3/\text{s}$ wird die Albschleuse geschlossen und das Wasser überströmt das Wehr in die Albüberleitung die erst sechs Kilometer nördlich am Schmugglermeer bei Leopoldshafen in den Rhein mündet.

Im Falle eines Albhochwassers stehen v.a. mit dem Oberwald und den Rüppurrer Salmenwiesen Retentionsräume zur Verfügung (vgl. Karte 4a im Anhang).

Vom Eintritt in das Modellgebiet bis zum Thomaswehr infiltriert die Alb in das Grundwasser. Bei mittleren Verhältnissen (Stichtag 20.10.1986) liegt der Grundwasserspiegel unterhalb der Albsohle (Deinlein & Hofmann 2002). Im Unterwasser der Appenmühle und dem Eintritt in die Rheinniederung herrschen exfiltrierende Verhältnisse (Kimmig 2012).

2.2.6.4 Pfinz(-Heglach) & Pfinzentlastungskanal (PEK)

Das im Wesentlichen im lößbedeckten Kraichgau gelegene Einzugsgebiet umfasst am Pegel Berghausen (Eintritt in Modellgebiet) 232 km^2 (LUBW 2018b). Der Abfluss beträgt im Mittel $1,98\text{ m}^3/\text{s}$ (Minimum: $0,34\text{ m}^3/\text{s}$ am 5.9.1990 / Maximum: $> 100\text{ m}^3/\text{s}$ am 7.5.1931 (LUBW 2018b)). Abbildung 2-21 zeigt einen sehr ausgegli-

chenen mittleren Jahrgang der Pfinz. Der Basisabfluss im Jahr 2016 liegt dabei in dem schmalen Band zwischen Mittel- und Niedrigwasser. Höhere Abflüsse werden durch größere Niederschlagsereignisse im Einzugsgebiet hervorgerufen.

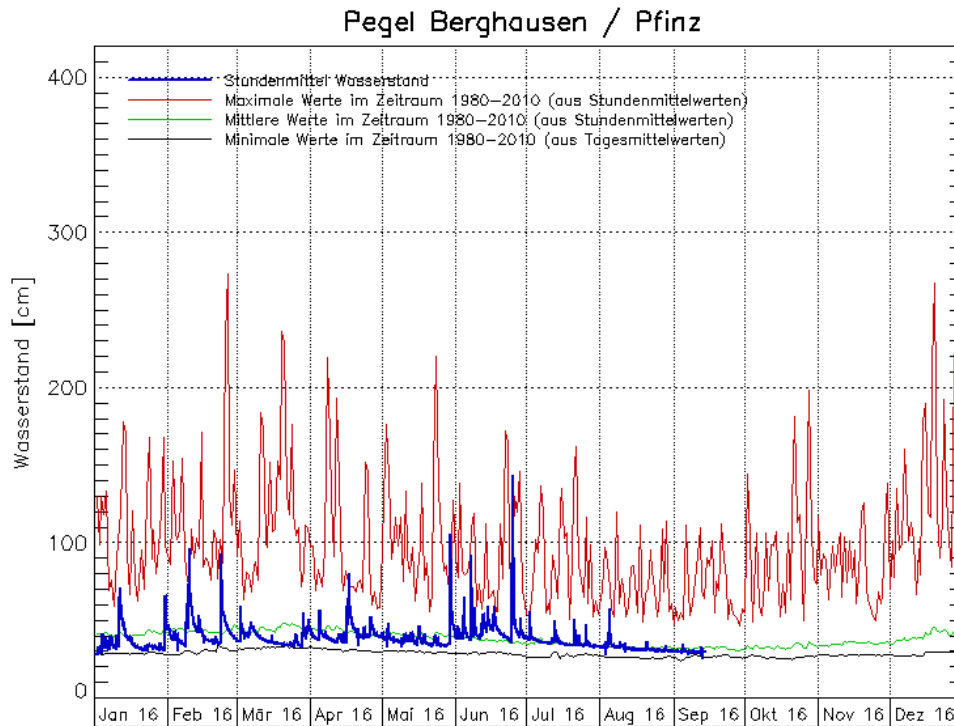


Abbildung 2-21: Jahrgang der Pfinzwasserstände am Pegel Berghausen (LUBW 2018b)

Beim Eintritt in das Modellgebiet wird in Grötzingen am Hühnerlochwehr (im Zuge der Pfinz-Saalbach-Korrektion 1934-1962) der Pfinz-Entlastungskanal (PEK) von der Pfinz abgetrennt. Bei normalen Abflüssen werden hier maximal $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ abgeführt (Deinlein & Hofmann 2002). Ab einem Abfluss von $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ kann der PEK bis zu $100 \text{ m}^3/\text{s}$ über das Hühnerlochwehr abführen (Miess+Miess Landschaftsplanung & GBA KA 2004) und verhindert so eine Überflutung der Pfinz-Saalbach-Niederung. Dieser Schwellenabfluss wird im Mittel (1925 bis 1996) an 65 Tagen pro Jahr erreicht oder überschritten (Deinlein & Hofmann 2002).

Die **Pfinz** dükert in Hagsfeld an der Rossweidschleuse den PEK. Von dort bis zum Schloss Stutensee ist sie eingedeicht und fließt teilweise über Gelände (UM BW & MUEEF RLP 2007). Südlich von Blankenloch befindet sich die Überleitung in die Pfinzkorrektion. Ab dieser Überleitung wird von der (Pfinz-)Heglach gesprochen. Die Obermühle in Durlach unterstrom des Hühnerlochwehrs, das Wehr Blankenloch und die Kundenmühle Friedrichstal bestimmen den Wasserstand der Pfinz auf ihrem Weg durch das Modellgebiet (Kimmig 2012). Hierbei staut die Kundenmühle bis zum Wehr Blankenloch zurück (Miess+Miess Landschaftsplanung & GBA KA 2004).

Der Grundwasserspiegel liegt fast immer unterhalb der Sohle der Pfinz, weshalb im gesamten Gebiet infiltrierende Verhältnisse vorliegen (Deinlein 1999).

Der **PEK** ist zumeist eingedeicht oder im Bereich des Hardtwalds tief in das Gelände eingeschnitten. Mit Ausnahme der Albüberleitung, welche bei Hochwasser von Alb und Rhein den Albabfluss aufnimmt, fließen dem PEK keine weiteren Fließgewässer zu. Dem ursprünglich als Tränke angelegten Hirschkanal kann bei großen

PEK-Abflüssen über die Grabener-Allee-Schleuse Wasser zugeleitet werden (Kimmig 2012). Das Absturzbauwerk an der Gestadekante bei Eggenstein und die oberstrom gelegenen Wehre Grabener-Allee-Schleuse, Rossweidschleuse, Tiergartenschleuse und Hühnerlochwehr bewirken bei den niedrigen aber normalen Wasserständen des PEK einen Stillwassercharakter. Bei Rheinhochwasser wird der Kanal am Absturzbauwerk Eggenstein eingestaut, was im Mittel an 25 Tagen im Jahr erfolgt (Deinlein & Hofmann 2002). Unterhalb der Kopfalleebrücke befindet sich ein weiterer Absturz, von dem ab ausschließlich der Rheinwasserstand maßgeblich ist (Roth & Lengnick 1999). Unterhalb der Rossweidschleuse (an der die Pfinz den PEK dükert) ist die Abflussleistung des PEK von 145 m³/s auf 65 m³/s vermindert, da bei Hochwasser der Retentionsraum „Füllbruch“ zwischen der A 5 und der Rossweidschleuse geflutet wird (Wasserwirtschaftsamt Karlsruhe 1962).

Im Bereich der Kinzig-Murg-Rinne herrschen exfiltrierende Verhältnisse vor. Im Bereich der Niederterrasse führen die Stauhaltungen zu infiltrierenden Verhältnissen.

2.2.6.5 Malscher Landgraben

Der Malscher Landgraben beginnt in Malsch beim Teilklotz des Waldprechtsbachs, dessen Einzugsgebiet im Schwarzwald liegt. Er entwässert die Kinzig-Murg-Rinne nordöstlich von Malsch. Bis zu seiner Mündung in die Alb (am Buhlacher Kreuz) nimmt er das Krebsbächle und den Reutgraben aus dem Schwarzwald sowie den Hagbruch aus der Kinzig-Murg-Rinne bei Bruchhausen auf. In Bruchhausen steht für den Hochwasserschutz ein Rückhalteraum zur Verfügung. Oberhalb des Rückhalteraus befinden sich ein Wehr und seit 1993 ein angeschlossenes Pumpwerk zum Hochwasserschutz der Stadt Bruchhausen (Deinlein 2006). Das unterhalb des Hagbruch-Zuflusses befindliche Wehr war schon im Jahr 1970 nicht mehr in Betrieb und wurde vermutlich bereits etliche Jahre zuvor außer Betrieb genommen, als kein Bedarf mehr für die übliche Funktion der Waldbewässerung südlich von Gut Scheibenhardt bestand (Deinlein 2006) .

Die Grabensohle liegt bei mittlerem Grundwasserspiegel oberhalb des Grundwasserspiegels. Damit liegen zumeist infiltrierende Verhältnisse vor.

Der Wasserstand im Malscher Landgraben liegt unterhalb von Bruchhausen bis zur Mündung in die Alb instationär vor. Im übrigen Gewässerverlauf wird der Wasserstand stationär anhand der Daten der digitalen Geländehöhenvermessung nachgebildet. Die Wasserstände werden aus dem digitalen Geländemodell entnommen, welches aus einer Laserscanning-Befliegung im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe GmbH vom 03.02.1998 bis 19.03.1998 resultiert. Die Rasterweite der Laserscanning-Befliegung beträgt 1 m und die relative Höhengenaugigkeit +/- 0,15 m. Über Freiland wird eine Genauigkeit von +/- 0,05 m erreicht. Bei Wasseroberflächen wird in der Regel diese erfasst. Kimmig (2014) hat für Wasserflächen lokal deutliche Ungenauigkeiten nachgewiesen.

2.2.6.6 (Neuer) Federbach & Rappenwörter Altrhein

Der Federbach beginnt genau wie der Malscher Landgraben in Malsch beim Teilklotz des Waldprechtsbachs und fließt zunächst in der Kinzig-Murg-Rinne nach Westen Richtung Rastatt, quert dann die Niederterrasse und schwenkt in der Rheinniederung nach Nordosten um. Dort mündet er in den Rappenwörter Altrheinarm, für den bei niedrigen und mittleren Rheinwasserständen eine Verbindung zum Rhein (über die untere Rappenwörtschleuse) besteht. Bei Rheinhochwasser dükert der Federbach den Rheinhafen, durchfließt einen Teil des Knielinger Sees und mündet bei Maxau in die Alb. Bei geöffneter Bellenkopfschleuse besteht darüber hinaus ein hydraulischer Kontakt über den Tankgraben und den Fermasee zum Rhein.

Der Federbach bezieht sein Wasser ursprünglich aus dem Schwarzwald und der Vorbergzone. In Muggensturm ist er kanalisiert und hat daher dort keinen Einfluss auf die Grundwasserstände. Hinter Muggensturm

mündet der Neugraben, der die Kinzig-Murg-Rinne entwässert, in den Federbach. Bei Ötigheim wird das Wasser des Federbachs in den künstlich geschaffenen Federbachkanal geleitet. Der ursprüngliche Verlauf des Federbachs ist noch in Form des Alten Federbachs vorhanden. Der Federbachkanal wird in Durmersheim an der Mühle Walz um etwa zwei Meter aufgestaut und treibt eine Turbine an. Am Stauwehr wird der Federbachkanal wieder zum Federbach. Der Alte Federbach und der Schmidtbach, der entlang des Fußes des Hochgestades verläuft und dadurch die Niederterrasse entwässert, führen ihm hinter dem Stauwehr zusätzlich Wasser zu. Weiter nördlich bildet er die Vorflut für die grundwasserbürtigen Gewässer Kunzengraben, erneut dem Alten Federbach sowie dem Dorfbach.

Entsprechend des derzeitigen Betriebsplans der oberen und unteren Rappenwörtschleuse sind diese bis zu einem Rheinwasserstand von 102,87 m+NN am Pegel Maxau geöffnet (mdl. Mitt. Herr Seibold, TBA Karlsruhe 2005 in Deinlein 2006).

In den Jahren 1981 bis 1986 wurden an den beiden Rappenwört-Schleusen Wasserstandsmessungen im Rhein und gleichzeitig im Rappenwörter Altrhein vorgenommen. Darüber hinaus existiert ein Pegel für den Rappenwörter Altrhein/Federbach an der Brücke Hermann-Schneider-Allee (Pegel 2.06, s. Karte 4a). In Abbildung 2-22 ist ein Teil der Messungen grafisch dargestellt. Es ist zu erkennen, dass sich im gesamten Rappenwörter Altrhein, unabhängig vom Öffnungszustand der Rappenwört-Schleusen, stets ein horizontaler Wasserstand einstellt. Gleichzeitig ist der Wasserstand im Altrhein bei Rheinhochwasser und somit geschlossenen Schleusen über das Grundwasser weiterhin an den Rheinwasserstand gekoppelt, wenn auch in abgeschwächter Form, so dass die Spitzenwasserstände des Rheins im Altrhein nicht erreicht werden. (Kimmig 2014)

Da in der Alb bei Rheinhochwasser an der Stelle der Federbachmündung Rückstau vom Rhein her auftreten kann, ist auch im Federbach ein Rückstau bei Rheinhochwasser möglich, der bis zum Rappenwörter Altrhein reichen kann (mdl. Mitt. Hr. Seibold, Tiefbauamt Stadt Karlsruhe 2005 in Deinlein 2006). Durch Schließen eines Wehres, das sich etwa 200 m unterhalb der Mündung des Alten Federbachs in den Federbach befindet, kann dem entgegengewirkt werden (Deinlein 2006).

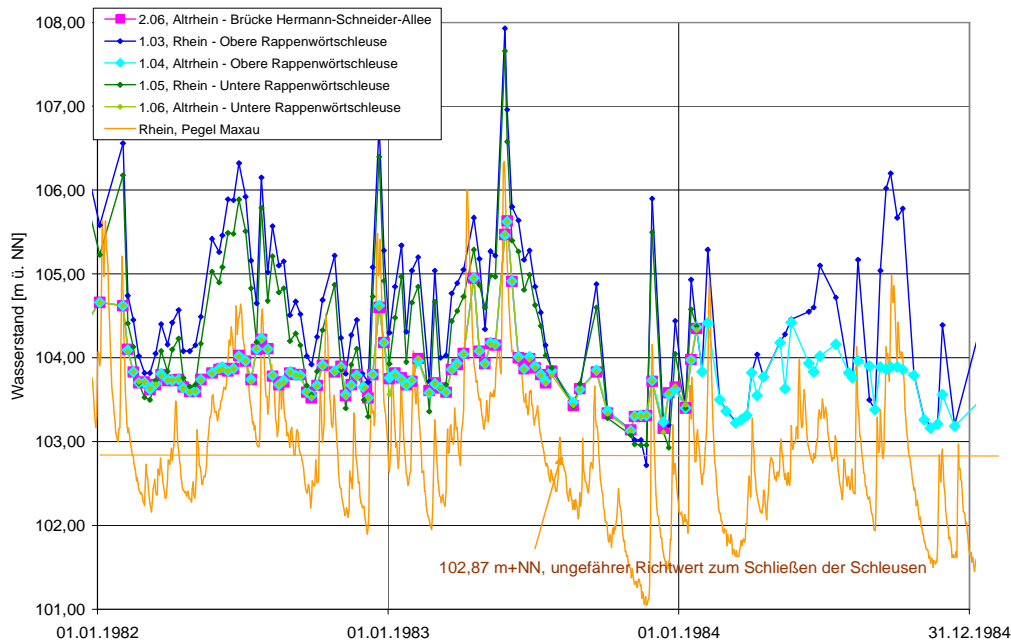


Abbildung 2-22: Wasserstände des Rappenwörter Altrheins und Rheins an den Rappenwört-Schleusen, Wasserstände des Rappenwörter Altrheins an der Herrmann-Schneider-Allee (Pegel 2.06) sowie Wasserstände des Rheins am Pegel Maxau (Deinlein 2006)

2.2.6.7 Alter Federbach

Der Alte Federbach stellt den früheren Lauf des Federbachs vor der Rheinkorrektur im 19. Jahrhundert dar. Er ist Hauptvorfluter für das Grundwasser, das am Fuß der Niederterrasse infolge der Geländekante austritt. Von kurzzeitigen Regenwassereinleitungen der Kanalisation Rheinstetten und KA-Daxlanden abgesehen führt der Alte Federbach ausschließlich Grundwasser aus dem Untersuchungsgebiet ab. Am Alten Federbach befinden sich Wehre an der Hermann-Schneider-Allee (bei Pegel 2.02) und auf dem Gelände des Rheinhamdampfkraftwerks (Pegel 2.04), von denen nur das letztere geschlossen wird, und zwar dann, wenn bei Rheinhochwasser Rückstau auftritt. In diesem Fall kann das Wasser des Alten Federbachs zum Schutz der Oberlieger über Pumpen abgeführt werden (schriftl. Mitt. Hr. Säubert, Tiefbauamt Stadt Karlsruhe 2006 in Deinlein 2006).

2.2.6.8 Gewässer der Kinzig-Murg-Rinne

Nördlich von Karlsruhe verlaufen die Gewässer der Kinzig-Murg-Rinne einschließlich Pfinz und Pfinzentlastungskanal (PEK) auf unterschiedlichen Niveaus. Der PEK bildet aus Gründen des Hochwasserschutzes das oberste (am höchsten gelegene) System. Die Pfinz(-Heglach) bildet das mittlere System, wofür sie teilweise über dem Geländeniveau verlaufen muss und daher eingedeicht ist. Sie dükert an der Rossweid-Schleuse den PEK. Die **Pfinzkorrektur**, die in Weingarten vom Walzbach abzweigt, bildet mit den an sie angeschlossenen Gräben Alte Bach, Weidgraben und Weingartner Bach das unterste System. Dieses hat entwässernde Funktion auf den Bereich der Kinzig-Murg-Rinne und für Retentionsräume (z.B. Polder Füllbruch). Die Abflussleistung beträgt oberhalb der Einmündung der Pfinzüberleitung $10 \text{ m}^3/\text{s}$, unterhalb $14 \text{ m}^3/\text{s}$ (Deinlein & Hofmann 2002). Vom Abzweig Walzbach bis zur Mündung der Pfinzüberleitung wird das Gewässer Weingartner Entlastungskanal genannt.

Der **Tiefentalgraben**, aus Wettersbach kommend, bildet den Oberlauf der **Alten Bach**. Diese fließt lange parallel der Pfinz und dükert wie auch die Pfinz den PEK. Nördlich von Stutensee dükert sie die Pfinz-Heglach und mündet mit einer Abflussleistung von 2,5 m³/s (Deinlein & Hofmann 2002) in die Pfinzkorrektur. Der **Weidgraben** nimmt kleinere Gewässer der Vorbergzone, sowie den Gießbach auf und entwässert westlich von Weingarten mit einer Abflussleistung von 2 m³/s (Deinlein & Hofmann 2002) in die Pfinzkorrektur. Die **Pfinzüberleitung** (vgl. Karte 4a) südöstlich von Stutensee führt Hochwässer der Pfinz an die Pfinzkorrektur ab.

Im Bereich des Oberwalds (Wasserwerk Durlacher Wald) fließen der **Wetterbach** (auch Wettersbach) und **Hagenichgraben** dem **Langenbruchgraben** zu. Diese entlasten bei Hochwasser die Alb, bei Niedrigwasser fällt das Gewässersystem trocken (Stadtwiki Karlsruhe 2016 & mdl. Mitt. Hr. Wezel, Tiefbauamt Karlsruhe in (Deinlein & Hofmann 2002)). Der **Scheidgraben** kann Wasser aus dem Rückhalteraum im Oberwald an die Alb abführen.

Reutgraben, **Krebsbächle** und **Hagbruch** fließen dem Malscher Landgraben im Bereich von Bruchhausen zu. Südlich von Malsch speisen **Neu-** und **Bachgraben** den Federbach. Parallel der Murg wird der **Gewerbekanal** geführt. Er nimmt den **Ooser Landgraben**, den **Krebsbach (Oosbach)** aus Baden-Baden und den **Hornungsgraben** auf und mündet in Rastatt nach Überwinden seiner Fallhöhe durch eine Turbine im Gebäude des WWF-Aueninstituts in die Murg. Der etwas tiefer gelegene **Flößerbach** dükert den Gewerbekanal und mündet in die Murg.

2.2.6.9 Gewässer der Niederterrasse

Zusätzlich zu den die Niederterrasse querenden, aber bereits beschriebenen Gewässern Pfinzentlastungskanal (PEK), Alb, Federbach und Murg verläuft im Norden nur der ehemals als Wildtränke angelegte **Hirschkanal**. Nach mdl. Mitt. von Herrn Maier (TBA) fällt er trocken oder kann trocken fallen, wobei es keine Angaben zur Häufigkeit gibt. Der Hirschkanal entwässert im südlichen Bereich in den PEK, wobei der Schieber zum PEK meistens zu ist, um einen Rückstau in den Hirschkanal zu unterbinden. Im nördlichen Bereich entwässert er in die Alte Bach (TK 25 und mdl. Mitt. Hr. Schönthal 2012).

2.2.6.10 Gewässer der Rheinniederung

Viele Gewässer der Rheinniederung verlaufen entlang ehemaliger Flussschlingen des Rheins und werden in unterschiedlicher Intensität unterhalten, um einer Verlandung vorzubeugen bzw. eine Entwässerung der zum Teil intensiv landwirtschaftlich genutzten, äußeren Rheinaue zu gewährleisten. Grundwasser, das an der Gestadekante (vgl. Karte 4a) zwischen Tiefgestade und Niederterrasse zu Tage tritt, wird von den Gewässern **Wettersbach Entlastung** (= östliches Herrenwasser; Abflussleistung: 2 m³/s; (Deinlein & Hofmann 2002)), **Bachkanal** (Abflussleistung: 2,5 m³/s (Deinlein & Hofmann 2002)), **Weißer Graben** (Abflussleistung: 1 m³/s (Deinlein & Hofmann 2002)), **Alter Federbach**, **Dorfbach**, **Schmidtbach** und **Riedkanal** abgeführt.

Der grundwassergespeiste **Rheinniederungskanal** (oberhalb der Vereinigung mit dem Eggensteiner Altrheinarm auch Reblach genannt) nimmt die Gewässer Eggensteiner Altrhein, Bachkanal (mit Weißem Graben) und Wettersbach Entlastung auf. Wie der Bachkanal dükert auch er den PEK. Der Bau der Entwässerungsgräben in den 1930er Jahren änderte maßgeblich die Grundwasserströmung in der Rheinniederung, so dass die oben genannten Gewässer die unmittelbare Vorflutwirkung vom Rhein übernommen haben (Miess+Miess Landschaftsplanung & GBA KA 2004).

Südlich des Ölhafens nimmt die Alb den naturfernen **Hauptsammelkanal** (Ablauf der Kläranlage Neureut) auf. In der Federbachniederung nehmen die angelegten Gewässer **Scheid-**, **Tieflach-** und **Giessgraben** sowie der **Riedkanal** Druck- und Grundwasser der rheinnahen Aue auf und führen es ab.

2.2.6.11 Altrheinarme und Baggerseen

In der Rheinniederung sind eine Reihe von Altrheinarmen zu finden. Kantige Gewässerausformungen sind Kennzeichen zusätzlich geschaffene Baggerseen. Einige dieser Gewässer, wie Schmugglermeer, Ölhafen, Yachthafen Maxau, Auer Altrheinarm und Illinger Baggersee (in Karte 4b rot markiert) hängen vollständig am Wasserstand des Rheins und werden je nach hydrologischer Situation durchströmt.

Manche können je nach hydrologischer Situation vom Rhein entkoppelt werden: Rappenwörter Altrheinarm (mit unterer und oberer Rappenwörtschleuse, sowie Fermasee mit Bellenkopfschleuse. Der Mittelgrund liegt in der Aue etwas zurückversetzt und steht so in verzögertem Kontakt mit dem Rhein. Der Illinger Baggersee zieht von seiner Mündung weit nach oberstrom, so dass sich hier die Wasserstände von der Mündung nah oben durchpausen.

Die Kiesgruben Schempsee, Baggersee Blankenloch, Epplesee, Stümlinger See, Glaser See, Schertle Baggersee, Friedrichsee und Kaltenbachsee befinden sich auf der Niederterrasse und haben Tiefen von 20 bis 40 Metern. Die Kinzig-Murg-Rinne beherbergt einige Stillwasserflächen, die mit Ausnahme des Weingartner Moors ebenfalls durch Sand- und Kiesgewinnung entstanden sind. Das Weingartner Moor wird durch eine tektonisch abgesunkene Bruchscholle gebildet.

2.3 Modelltheorie

Die Modelltheorie wurde in der Dissertation des Mitautors Dirk Kühlers (2012) zusammengefasst und beschrieben. Einzelne Absätze sind wörtlich wiedergeben.

Für den Aufbau eines numerischen Grundwasserströmungsmodells wird ein natürliches System vereinfacht und abstrahiert in eine Form gebracht, die von Computern verarbeitet werden kann. Die Zustände des Systems werden mittels Zahlen ausgedrückt und das Wirkungsgefüge des Systems wird mit Formeln beschrieben.

2.3.1 Grundwasserströmung

Grundwasser ist „unterirdisches Wasser, das Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt, und dessen Bewegungsmöglichkeit ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird“ (DIN 4049-3 1994). Es bewegt sich dabei in einem wasserdurchlässigen Gesteinskörper, der Grundwasserleiter oder Aquifer genannt wird. In diesem Modell wird von einem porösen Grundwasserleiter ausgegangen, dessen Substrat aus sedimentierten Lockergesteinen (z.B. Sanden und Kiesen) besteht und dessen Hohlräume definitionsgemäß mit Grundwasser gefüllt sind.

Um die Bewegung von Grundwasser zu beschreiben, wird meist, so auch im Nachfolgenden, vom Kontinuum-Ansatz ausgegangen. Dabei wird nicht die genaue Bewegung des Wassers um die einzelnen Körner der Matrix herum beschrieben. Stattdessen wird das Medium mit allen Phasen als hypothetisch homogene Substanz im betrachteten Gebiet beschrieben. Um diesen Ansatz verwenden zu dürfen, muss der untersuchte Raum mindestens ein repräsentatives Elementarvolumen umfassen. Ein Solches ist dann gegeben, wenn sich die Mittelwerte der relevanten Eigenschaften der Substanzen in seinem Inneren bei einer Vergrößerung des Elementarvolumens nicht signifikant verändern (Bear 1979).

Eine wesentliche Größe zur Beschreibung eines Grundwasserleiters mittels Kontinuum-Ansatz ist das Porenvolumen bzw. die Porosität n_{ges} [-]. Sie wird im Allgemeinen als Verhältnis des Hohlraumvolumens V_H [m^3], also des nicht von der festen Matrix eingenommenen Volumens, zum Gesamtvolumen V_G [m^3] definiert.

$$n_{\text{ges}} = \frac{V_H}{V_G} \quad (2-1)$$

Das Verhältnis des Volumens des Grundwassers V_w [m^3] entsprechend oben genannter Definition zum Gesamtvolumen V_G wird als entwässerbare Porosität n [-] bezeichnet.

$$n = \frac{V_w}{V_G} \quad (2-2)$$

Die entwässerbare Porosität ist stets kleiner als das gesamte Porenvolumen (Fetter 1979), da ein Teil des Wassers in den Poren adhäsiv an die Kornmatrix gebunden ist und daher nicht als Grundwasser betrachtet wird. Sie enthält jedoch auch noch Poren, die nicht vom Grundwasser durchströmt werden können, da sie beispielsweise nur an einer Seite offen sind. Das Verhältnis des vom Grundwasser durchströmbaren Porenraums zum Gesamtvolumen heißt durchflusswirksame Porosität oder effektive Porosität n_e [-] (Fetter 2008).

2.3.1.1 Piezometerhöhe

Hubbert beschrieb 1940 erstmals das Konzept des Potentials im Zusammenhang mit Grundwasser (Wang & Anderson 1982). Das Wasser fließt immer von einem Ort höheren Potentials zu einem Ort niedrigeren Potentials. Durch mathematische Umformungen erhält das Potential die Einheit einer Höhe. Infolgedessen wird im deutschsprachigen Raum im Allgemeinen der Begriff Piezometerhöhe verwendet.

Das Potential kann aus der Energie, die das Grundwasser an jeder Stelle besitzt, abgeleitet werden. Die Gesamtenergie einer gegebenen Masse setzt sich zusammen aus ihrer Lageenergie E_h , der in ihr als Wasserdruck gespeicherten Energie E_p und ihrer kinetischen Energie E_k . Für die Berechnung der Druck-Komponente wird Wasser in diesem Zusammenhang als inkompressibel angesehen (Wang & Anderson 1982).

$$E_h = m \cdot g \cdot z \quad (2-3)$$

$$E_p = P \cdot V = P \cdot \frac{m}{\rho} \quad (2-4)$$

$$E_k = \frac{1}{2} \cdot m \cdot v^2 \quad (2-5)$$

Wegen seiner geringen Fließgeschwindigkeit ist im Fall des Grundwassers die kinetische Energie vernachlässigbar gering, so dass für die Gesamtenergie E_{ges} gilt:

$$E_{\text{ges}} = E_h + E_p = m \cdot g \cdot z + P \cdot \frac{m}{\rho} \quad (2-6)$$

Wird die Energie auf eine Einheitsmasse bezogen (Division durch m), so erhält man das von Hubbert (1940) beschriebene „Kraft-Potential“ (force potential) ϕ .

$$\phi = \frac{P}{\rho} + g \cdot z \quad (2-7)$$

Nach der Division durch g wird das Ergebnis Piezometerhöhe h genannt.

$$h = \frac{P}{\rho \cdot g} + z \quad (2-8)$$

Die Piezometerhöhe hat die Einheit Meter. Ihr Wert ist nicht absolut, sondern hängt von einer willkürlich festgelegten Basishöhe ab. Die Differenz der Piezometerhöhen an zwei Orten ist aber unabhängig von der Basishöhe. Die Piezometerhöhe ist eine in der Hydrogeologie häufig verwendete Größe, da sie, wenn als Basis Normalnull gewählt wurde, gleich der Standrohrspiegelhöhe ist.

Die Piezometerhöhen an verschiedenen Orten legen das Strömungsverhalten des Grundwassers fest. Auf seinem Weg gibt das Wasser, verursacht durch äußere und innere Reibung, Energie ab. Diese abgegebene Energie entspricht der Differenz der Piezometerhöhen.

2.3.1.2 Gesetz von Darcy

Das DARCY-Gesetz wurde erstmals 1856 vom Wasserbauingenieur Henry Darcy nach einer Versuchsreihe mit wasserdurchflossenen, sandgefüllten Säulen formuliert. Es setzt einen Gradienten der Piezometerhöhe mit einem Geschwindigkeitsvektor in Beziehung. Dadurch kann die Grundwasserbewegung maßgeblich beschrieben werden.

Das Gesetz besagt, dass die Wassermenge, die einen Grundwasserleiter durchströmt, bzw. der Volumenstrom Q [m^3/s] des Grundwassers, proportional zum durchströmten Querschnitt A [m^2] und zur Differenz der Piezometerhöhen Δh [m] ist sowie antiproportional zur Länge der durchströmten Wegstrecke ΔL [m]. Der zugehörige Proportionalitätsfaktor k_f [m/s] heißt Durchlässigkeitsbeiwert. Im Fall einer eindimensionalen Problemstellung lautet die Gleichung des DARCY-Gesetzes folgendermaßen (Wang & Anderson 1982):

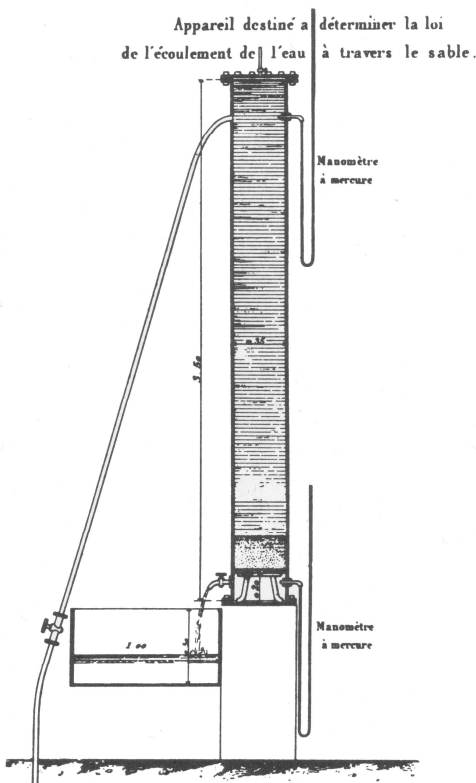


Abbildung 2-23: Die von Darcy verwendete sandgefüllte Säule (Wang & Anderson 1982: 6 nach Hubert 1969)

$$Q = k_f \cdot A \cdot \frac{\Delta h}{\Delta L} \quad (2-9)$$

Der Quotient aus der Differenz der Piezometerhöhen Δh und der Wegstrecke ΔL wird als Gradient I [-] bezeichnet.

$$I = \frac{\Delta h}{\Delta L} \quad (2-10)$$

Nach Division der Gleichung (2-9) durch die durchflossene Fläche A erhält man den spezifischen Fluss q [m/s], der nur vom Durchlässigkeitsbeiwert und dem Gradienten abhängt. Er hat die Dimension einer Geschwindigkeit und wird daher auch Filtergeschwindigkeit oder DARCY-Geschwindigkeit genannt (Kinzelbach & Rausch 1995).

$$q = k_f \cdot I \quad (2-11)$$

Der k_f -Wert ist ein Maß für den Widerstand, den der Aquifer dem Fluss des Grundwassers entgegensetzt. Je größer der k_f -Wert ist, desto kleiner ist der Widerstand und desto mehr Wasser kann bei gegebenem Gradienten fließen.

Genau genommen wird der Durchlässigkeitsbeiwert aber nicht nur von den Eigenschaften des Aquifers bestimmt, sondern ebenfalls von der Viskosität des sich darin befindenden Fluidums. Im vorliegenden Modell ist das Fluidum ausschließlich Wasser, das zudem überall nahezu die gleiche Temperatur und Salinität aufweist, so dass hier keine Unterschiede in der Viskosität bestehen. Daher ist die Verwendung des k_f -Werts als Parameter des Aquifers gerechtfertigt.

Zur Bearbeitung einer dreidimensionalen Fragestellung muss die skalare Größe k_f durch den Tensor K ersetzt werden.

$$\vec{q} = K \cdot \vec{I} \quad (2-12)$$

Der spezifische Fluss \vec{q} ist ein Vektor mit den Komponenten q_x und q_y , die die spezifischen Flüsse in Richtung der zwei Koordinatenachsen repräsentieren. Ebenso setzt sich der Gradient \vec{I} aus den Komponenten I_x und I_y zusammen. Ist das Medium isotrop, so ist im Durchlässigkeitstensor K nur die Diagonale besetzt, und zwar mit jeweils demselben Wert.

$$K = \begin{pmatrix} k_f & 0 & 0 \\ 0 & k_f & 0 \\ 0 & 0 & k_f \end{pmatrix} \quad (2-13)$$

Daraus folgt, dass die Formel in jeder Richtung für die eindimensionale Betrachtungsweise (Gleichung (2-11)) angewendet werden darf. Im Fall eines anisotropen Mediums können alle Positionen in K besetzt sein. Das hat zur Konsequenz, dass beispielsweise ein Gradient in x -Richtung einen spezifischen Fluss in y -Richtung zur Folge haben kann (Kinzelbach & Rausch 1995).

Wenn die Koordinatenachsen des Bezugssystems jedoch so ausgerichtet werden, dass sie senkrecht aufeinander stehen und eine Achse in die Richtung größter, eine andere in die Richtung kleinster Durchlässigkeit weisen, dann ist wieder nur die Diagonale von K besetzt (Kinzelbach & Rausch 1995).

$$K = \begin{pmatrix} k_{f,x} & 0 & 0 \\ 0 & k_{f,y} & 0 \\ 0 & 0 & k_{f,z} \end{pmatrix} \quad (2-14)$$

Das DARCY-Gesetz, angewendet auf die Richtungen der Koordinatenachsen, lautet dann:

$$q_x = k_{f,x} \cdot I_x \quad (2-15)$$

$$q_y = k_{f,y} \cdot I_y \quad (2-16)$$

$$q_z = k_{f,z} \cdot I_z \quad (2-17)$$

2.3.1.3 Kontinuitätsgleichung

Das zweite Prinzip, das neben dem DARCY-Gesetz den Fluss des Grundwassers maßgebend bestimmt, ist das Gesetz des Massenerhalts bzw. der Kontinuität. Es besagt, dass bei stationären Verhältnissen das in ein infinitesimal kleines Kontrollvolumen einströmende Wasser gleich dem aus ihm ausströmenden Wasser ist (Wang & Anderson 1982). Ist das Kontrollvolumen ΔV_k rechteckig, so lässt sich seine Größe berechnen mit

$$\Delta V_k = \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z \quad (2-18)$$

Der Zustrom an der Vorderseite Q_x beträgt

$$Q_x = q_x \cdot A_x = q_x \cdot (\Delta y \cdot \Delta z) \quad (2-19)$$

Die Änderung des spezifischen Flusses in x-Richtung Δq_x ist

$$\Delta q_x = (\partial q_x / \partial x) \cdot \Delta x \quad (2-20)$$

Folglich beträgt die Nettoänderung des Volumenstroms in x-Richtung

$$\Delta Q_x = (\partial q_x / \partial x) \cdot \Delta x \cdot (\Delta y \cdot \Delta z) = (\partial q_x / \partial x) \cdot \Delta V_k \quad (2-21)$$

Da sich die Wassermenge im Kontrollvolumen nicht ändert, muss die Summe der Volumenstromänderungen aller drei Raumrichtungen gleich null sein:

$$\Delta Q_x + \Delta Q_y + \Delta Q_z = 0 \quad (2-22)$$

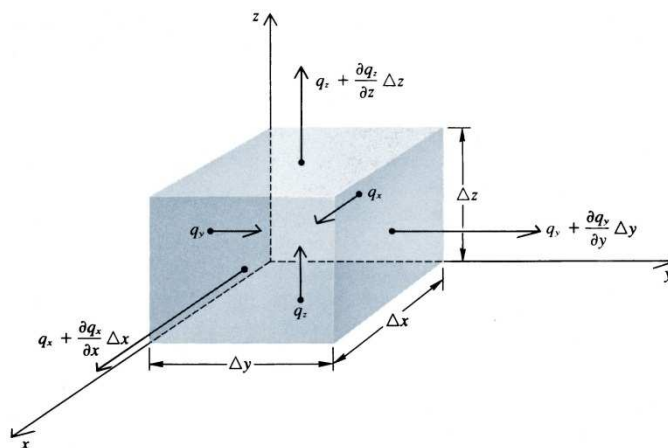


Abbildung 2-24: Analyse des spezifischen Flusses durch ein Kontrollvolumen (WANG & ANDERSON 1982)

Dividiert man die Gleichung (2-22) durch das Kontrollvolumen ΔV_k , so erhält man unter Verwendung der Gleichung (2-21) in allen drei Koordinatenrichtungen die Kontinuitätsgleichung:

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = 0 \quad (2-23)$$

2.3.1.4 Stationäre Strömungsgleichung

In der Kontinuitätsgleichung werden die spezifischen Flüsse des Grundwassers in den drei Raumrichtungen bilanziert. Der spezifische Fluss kann mit dem DARCY-Gesetz aus den Gradienten der Piezometerhöhen berechnet werden. Das Gesetz von DARCY (Gleichung (2-12)) eingesetzt in die Kontinuitätsgleichung ((2-23)) ergibt die stationäre Grundwasserströmungsgleichung:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) = 0 \quad (2-24)$$

Die Lösung dieser Differentialgleichung bei gegebenen Randbedingungen ergibt die Piezometerhöhe h als Funktion der drei Raumrichtungen x , y und z . Für einfache Fälle, beispielsweise ein Entnahmebrunnen in einem homogenen, isotropen und unendlich ausgedehnten Aquifer, können analytische Lösungen dieser Differentialgleichung, das heißt Formeln, mit denen die Piezometerhöhe an jedem Ort berechnet werden kann, entwickelt werden. Für komplexere Fälle wird die Lösung in der Regel numerisch bestimmt (Fetter 1979), beispielsweise mit dem Finite-Elemente-Verfahren.

Die stationäre Strömungsgleichung wird um einen Quellen- und Senken-Term W_{s0} [s^{-1}] erweitert, der es erlaubt, Wasser in das Kontrollvolumen einzubringen oder daraus zu entnehmen (beispielsweise zur Simulation eines Brunnens), ohne dass es über die Flächen der drei Raumrichtungen bilanziert wird. Die in einem dreidimensionalen stationären numerischen Grundwassermodell verwendete Differentialgleichung wird daher folgendermaßen formuliert:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) \pm W_{s0} = 0 \quad (2-25)$$

2.3.1.5 Instationäre Strömungsgleichung

Zur Betrachtung instationärer Verhältnisse, bei denen sich die Piezometerhöhen im zeitlichen Verlauf ändern können und daher nicht nur von der Position im Raum, sondern auch vom Zeitpunkt abhängig sind, muss die Kontinuitätsgleichung um einen Term erweitert werden. Der Nettobetrag des bezüglich des Kontrollvolumens ein- und ausströmenden Wassers ist dann nicht mehr null, sondern gleich der Änderung des im Kontrollvolumen gespeicherten Wassers (Wang & Anderson 1982).

Um die in einem bestimmten Volumen speicherbare Menge an Wasser quantifizieren zu können, wird der spezifische Speicherkoeffizient S_s [m^{-1}] eingeführt. Er ist definiert durch das Volumen an Wasser ΔV_w , das aus einem Kontrollvolumen ausfließt, wenn die Piezometerhöhe Δh um einen Meter sinkt, normiert auf das Kontrollvolumen ΔV_k .

$$S_s = \frac{\Delta V_w}{\Delta V_k \cdot \Delta h} \quad (2-26)$$

Bei gespannten Verhältnissen ist der spezifische Speicherkoeffizient durch die Kompressibilität des Grundwasserleiters bestimmt. Ein typischer Wert des spezifischen Speicherkoeffizienten beträgt für einen sandigen Kies 10^{-5} m^{-1} (Domenico & Schwartz 1997) für einen reinen Sand 10^{-7} m^{-1} (Bear 1979). Durch Integration des spezifischen Speicherkoeffizienten S_s über die Mächtigkeit des Grundwasserleiters erhält man den Speicherkoeffizienten S [-].

$$S = \int S_s(z) dz \quad (2-27)$$

Bei ungespannten Verhältnissen ist der Speicherkoeffizient näherungsweise gleich der entwässerbaren Porosität n (Gleichung (2-2)).

Das während eines Zeitraums Δt [s] in ein Kontrollvolumen zu- bzw. abfließende Wasser kann sowohl unter Verwendung der Kontinuitätsgleichung (2-23) als auch unter der Verwendung des spezifischen Speicherkoeffizienten (Gleichung (2-26)) beschrieben werden:

$$\Delta V_w = \left(-\frac{\partial q_x}{\partial x} - \frac{\partial q_y}{\partial y} - \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \cdot \Delta V_k \cdot \Delta t = S_s \cdot \Delta V_k \cdot \Delta h \quad (2-28)$$

Dividiert man die Gleichung durch ΔV_k und Δt , führt den Grenzübergang $\Delta t \rightarrow 0$ durch und verwendet das Gesetz von Darcy (Gleichung (2-12)) für die spezifischen Flüsse, so erhält man die Differentialgleichung für instationäre Strömungen:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2-29)$$

Wie bei der stationären Strömung wird auch die instationäre Strömungsgleichung um einen Quellen- und Senken-Term W_{s0} [s^{-1}] erweitert, der es erlaubt, Wasser in das Kontrollvolumen einzubringen oder daraus zu entnehmen, ohne dass es über die Flächen der drei Raumrichtungen bilanziert wird. Dreidimensionale instationäre numerische Modelle zur Berechnung der Grundwasserströmung basieren i.d.R. auf folgender Differentialgleichung:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial h}{\partial z} \right) - S_s \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \pm W_{s0} = 0 \quad (2-30)$$

2.3.1.6 Tiefenunabhängige Modellierung der ungespannten Grundwasserströmung

Bei ungespannten Grundwasserhältnissen ist die Oberfläche des Grundwasserleiters gleich der Piezometerhöhe des Grundwassers. Da entlang der Strömungsrichtung des Grundwassers die Piezometerhöhe ab-

nimmt, folgt daraus, dass bei horizontal-ebener unterer Begrenzung des Grundwasserleiters der durchflossene Querschnitt entlang der Strömungsrichtung kleiner wird. Wenn keine Änderung des spezifischen Grundwasserflusses q stattfindet, so muss entlang der Strömungsrichtung deshalb der Gradient steiler werden.

Der Gradient der Grundwasseroberfläche hat zur Folge, dass die Grundwasserströmung immer auch eine Komponente in vertikaler Richtung besitzt, und daher die Piezometerhöhe des Grundwassers in vertikaler Richtung nicht gleich ist, sondern Änderungen aufweist. Eine tiefenunabhängige Beschreibung der ungespannten Grundwasserströmung ist dadurch zunächst nicht mehr möglich.

Das Problem wird durch die DUPUIT-Annahmen (1863) gelöst, die darauf beruhen, dass der Gradient der Grundwasseroberfläche in der Regel sehr klein ist. Sie besagen, dass bei kleinen Gradienten der Grundwasseroberfläche bzw. des hydraulischen Potentials die Stromlinien als horizontal und die Flächen gleichen hydraulischen Potentials als vertikal angenommen werden dürfen (Bear 1979). Der aus dieser Näherung resultierende Fehler ist vernachlässigbar, solange $(k_{f,x}/k_{f,z}) \cdot l^2$ viel kleiner als eins ist (Bear 1979).

Durch Anwendung der DUPUIT-Annahmen kann auch die ungespannte Grundwasserströmung tiefenunabhängig durch horizontal-eindimensionale oder -zweidimensionale Modelle beschrieben werden. Die Entwicklung der entsprechenden Strömungsgleichung erfolgt analog zur Entwicklung der dreidimensionalen Strömungsgleichung, das Kontrollvolumen ΔV_k [m³] (Gleichung (2-18)) ist jedoch so definiert, dass es sich über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters M_{GW} [m] erstreckt.

$$\Delta V_k = \Delta x \cdot \Delta y \cdot M_{GW} \quad (2-31)$$

Die resultierende Differentialgleichung (2-32) beschreibt die horizontal-zweidimensionale instationäre Strömung des Grundwassers. Die Gleichung wird auch als BOUSSINESQ-Gleichung für instationäre Strömung bezeichnet (Bear 1979).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \cdot M_{GW} \cdot \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \cdot M_{GW} \cdot \frac{\partial h}{\partial y} \right) - S \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \pm W_{s0^*} = 0 \quad (2-32)$$

Bei ungespanntem Grundwasser ist die Mächtigkeit des Grundwasserleiters M_{GW} eine Funktion des Grundwasserstands h und der Speicherkoeffizient näherungsweise gleich der entwässerbaren Porosität n (Gleichung (2-2)). Das Produkt aus Durchlässigkeitsbeiwert und durchströmter Mächtigkeit wird auch als Transmissivität bezeichnet.

2.3.2 Randbedingungen

Die vorgestellten Differentialgleichungen können (analytisch oder numerisch) nur dann eindeutig gelöst werden, wenn Randbedingungen vorgegeben werden, die das betrachtete System beschreiben. Zur Lösung der Differentialgleichung für die instationäre Strömung wird zusätzlich eine Anfangsbedingungen benötigt, die die räumliche Verteilung der Piezometerhöhen zu Beginn des Modellzeitraums beschreibt. Es werden im Wesentlichen drei Typen von Randbedingungen unterschieden, die nachfolgend erläutert werden.

Wenn an einer definierten Stelle im Modellgebiet der Wert der zu ermittelnden Funktion, bei der Grundwasserströmung also der Wert der Piezometerhöhe h [m] vorgegeben wird, wird diese Randbedingung „**DIRICHLET-Randbedingung**“, „**Randbedingung erster Art**“ oder „**Festpotential-Randbedingung**“ genannt (Kinzelbach & Rausch 1995).

$$h = f(t) \quad (2-33)$$

Am Ort dieser Randbedingung fließt dem Modellgebiet beliebig viel Wasser zu- oder ab, damit der vorgegebene Wasserstand erreicht wird. Im Grundwassermodell wird die DIRICHLET-Randbedingung daher meist für große Flüsse und Seen verwendet, die hydraulisch direkt an das Grundwasser angeschlossen sind und praktisch unbegrenzt Wasser zu- oder abführen können. Gibt es im Modellgebiet Orte, an denen eine bestimmte Grundwasserhöhe durch einen Brunnen eingestellt wird, so können diese ebenfalls durch Festpotentiale modelliert werden.

Wenn an einer definierten Stelle im Modellgebiet die erste räumliche Ableitung der zu ermittelnden Funktion, d.h. bei der Grundwasserströmung der Gradient der Piezometerhöhe, vorgegeben wird, nennt man diese Randbedingung „**NEUMANN-Randbedingung**“ oder „**Randbedingung zweiter Art**“.

$$\frac{\partial h}{\partial n_o} = f(t) \quad (2-34)$$

Da bei bekanntem Durchlässigkeitsbeiwert der Gradient einem bestimmten spezifischen Fluss q [m/s] entspricht (Gleichung (2-11)), kann mit dieser Randbedingung ein bekannter spezifischer Fluss in das Modellgebiet oder aus dem Modellgebiet beschrieben werden (Kinzelbach & Rausch 1995).

$$q = -k_f \cdot \frac{\partial h}{\partial n_o} \quad [\text{m/s}] \quad (2-35)$$

In der zur Modellierung verwendeten Software (Kapitel 2.4.1) wird der gewünschte spezifische Fluss vorgegeben, der zur Simulation benötigte Gradient wird von der Software daraus berechnet. Ein Sonderfall der NEUMANN-Randbedingung sind undurchlässige Ränder des Modellgebiets. Der Fluss senkrecht zu diesen Rändern ist genau wie der Gradient senkrecht zu diesen Rändern gleich Null ($\partial h / \partial n_o = 0$). An diesen Rändern befinden sich daher Randstromlinien.

Die „**CAUCHY-Randbedingung**“ oder „**Randbedingung dritter Art**“ stellt eine Linearkombination aus den beiden oben beschriebenen Randbedingungen dar:

$$\alpha \cdot h + \beta \cdot \partial h / \partial n_o = f(t) \quad (2-36)$$

Bei der Simulation der Grundwasserströmung wird die CAUCHY-Randbedingung verwendet, um die Wirkung einer bekannten Piezometerhöhe, die durch einen Widerstand abgeschwächt wird, zu beschreiben (Kinzelbach & Rausch 1995). Der Widerstand wird durch den Leakagekoeffizienten λ [s^{-1}] angegeben. Er kann mit dem Quotienten aus einem Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s] und einer Strecke d [m] berechnet werden.

$$\lambda = \frac{k_f}{d} \quad (2-37)$$

Durch Vorgabe der bekannten Piezometerhöhe $h_{\text{konst.}}$ [m] und des Leakagekoeffizienten λ kann dann ein Zufluss q [m/s] in das Modellgebiet oder Abfluss q aus dem Modellgebiet berechnet werden.

$$q = -\lambda \cdot (h_{\text{konst.}} - h) \quad (2-38)$$

Je größer der Durchlässigkeitsbeiwert k_f und je kleiner die Strecke d , desto größer ist der Leakagekoeffizient λ und desto größer ist die Wirkung der Piezometerhöhe $h_{\text{konst.}}$ auf den Grundwasserspiegel h . Ist der Leakagekoeffizient gleich null, so hat die festgelegte Piezometerhöhe überhaupt keinen Einfluss, ist er sehr groß, dann wirkt die CAUCHY-Randbedingung wie ein Festpotential (Diersch 2014).

Im Grundwassermodell werden mit der CAUCHY-Randbedingung gewöhnlich Gewässer nachgebildet, die über eine Kolmationsschicht an das Grundwasser angebunden sind. Die Kolmationsschicht ist eine Schicht aus feinkörnigen Sedimenten, die oft an der Sohle eines Gewässers zu finden ist und die eine geringe Durchlässigkeit gegenüber Wasser besitzt. Sie verhindert den direkten hydraulischen Kontakt des Gewässers mit dem Grundwasser. In diesem Fall ist der Leakagekoeffizient gleich dem Durchlässigkeitsbeiwert der Kolmationsschicht dividiert durch ihre Mächtigkeit (Abbildung 2-25).

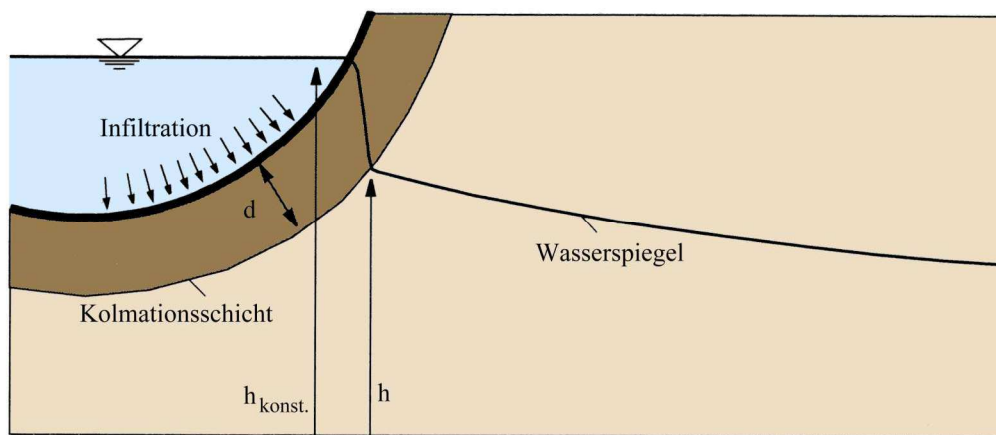


Abbildung 2-25: Modellierung von Gewässern mit der Cauchy-Randbedingung (DIERSCH 2005, verändert)

Die CAUCHY-Randbedingung kann beispielsweise auch für einen Rand des Untersuchungsgebiets verwendet werden, wenn in einer definierten Entfernung zu diesem Rand die Potentialhöhe und darüber hinaus der Durchlässigkeitsbeiwert des dazwischen liegenden Grundwasserleiters bekannt sind.

2.3.3 Finite-Elemente-Methode

Die Finite-Elemente-Methode ist ein numerisches Verfahren zur näherungsweisen Lösung von Differentialgleichungen. Ihr zentraler Ansatz ist die Unterteilung des Untersuchungsgebiets in eine endliche Anzahl von

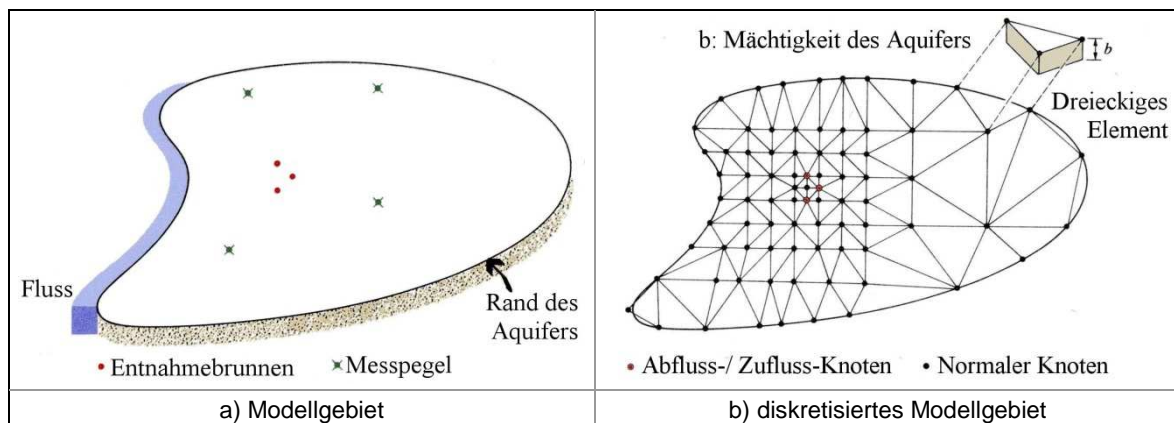
endlich großen Teilgebieten, für die jeweils eine Näherungslösung der dem System zu Grunde liegenden Differentialgleichung gefunden werden kann. Im Bereich der Grundwassermodellierung wurde sie erstmals in den frühen 1970er Jahren eingesetzt (Istok 1989). In der Grundwassermodellierung wird sie zusammen mit den oben vorgestellten Differentialgleichungen zur Beschreibung der Grundwasserströmung und des Stofftransports im Grundwasser verwendet, um bei gegebenen Randbedingungen die Lage des Grundwasserspiegels und die Konzentrationsverteilung eines Stoffes im Grundwasser zu berechnen. Gegenüber der vorher in der Grundwassermodellierung ausschließlich verwendeten Finite-Differenzen-Methode hat sie folgende Vorteile:

- Die Elemente, mit denen das Modellgebiet diskretisiert wird, sind flexibler. So ist die Verwendung von Dreieckselementen möglich, was auch die genaue Modellierung unregelmäßiger Grenzen gestattet. Weiterhin ist es leicht möglich, Teilgebiete enger zu diskretisieren als andere.
- Die Genauigkeit der numerisch errechneten Lösung ist insbesondere bei Transportproblemen deutlich höher.

Ein Nachteil der Finite-Elemente-Methode ist, dass sie einen umfangreicheren mathematischen Kenntnisstand voraussetzt und einen höheren programmiertechnischen Aufwand erfordert (Istok 1989).

2.3.3.1 Diskretisierung des Untersuchungsgebiets

Vor der Durchführung von Berechnungen muss das Modellgebiet diskretisiert werden (Abbildung 2-26). In der Finite-Elemente-Methode erfolgt die Diskretisierung durch Elemente und Knoten. Die Elemente sind Teilgebiete des Modellgebiets. Die Ecken der Elemente heißen Knoten. Die Elemente müssen so gewählt werden, dass sie sich nicht überlappen, das Modellgebiet aber lückenlos abdecken (Istok 1989).



**Abbildung 2-26: Beispiel zur Diskretisierung eines Modellgebiets
(WANG & ANDERSON 1982, verändert)**

2.3.3.2 Definition der Näherungslösung

Für die zu ermittelnde Funktion (z.B. Verteilung der Piezometerhöhen bei der Strömungsmodellierung, Verteilung der Konzentrationen bei der Stofftransportmodellierung) wird für das gesamte Modellgebiet eine Näherungslösung erzeugt. Im Gegensatz zur Finite-Differenzen-Methode existieren definierte Werte dieser Funktion nicht nur an den Knoten der Diskretisierung, sondern an jeder beliebigen Stelle im Modellgebiet.

An den Knoten wird ein Wert explizit angegeben, innerhalb eines Elements kann er an jeder beliebigen Stelle berechnet werden, indem er aus den Werten an den Knoten des Elements interpoliert wird. Es wird folglich keine endliche Anzahl an Werten erzeugt, sondern eine elementweise definierte Funktion \hat{h} , mit der sich die Werte an jeder beliebigen Stelle im Modellgebiet ermitteln lassen.

Um die Interpolation durchzuführen, wird zu jedem Knoten i eine Funktion N_i definiert, so dass die Summe der Funktionen aller Knoten multipliziert mit dem Wert des jeweils zugehörigen Knotens h_i den interpolierten Wert an jedem gewünschten Ort ergibt (Wang & Anderson 1982).

$$\hat{h}(x, y, z) = \sum_{i=1}^{nnode} (N_i(x, y, z) \cdot h_i) \quad (2-39)$$

Die Näherungsfunktion \hat{h} , die die Verteilung beispielsweise der Piezometerhöhen im Modellgebiet vollständig beschreibt, hat folglich so viele Variablen, wie Knoten im Modellgebiet existieren.

Die Funktionen N_i , mit denen die Interpolation durchgeführt wird, heißen Interpolations-, Basis- oder Ansatzfunktionen. Der Wert einer Ansatzfunktion ist am Knoten, dem sie zugeordnet ist, gleich eins und nimmt dann mit zunehmender Entfernung ab. An allen anderen Knoten beträgt ihr Wert 0. Die Summe aller Ansatzfunktionen muss an jeder Stelle den Wert 1 ergeben. Im Fall der Grundwassermodellierung wird in der Regel linear interpoliert (Abbildung 2-27).

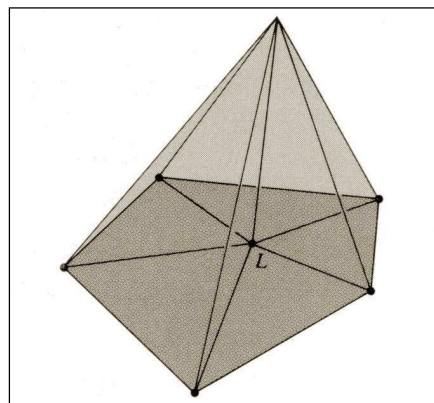


Abbildung 2-27: Ansatzfunktion N_L eines Knotens L bei linearer Interpolation (Wang & Anderson 1982)

2.3.3.3 Erstellung des Gleichungssystems

Um die Variablen der Näherungsfunktion \hat{h} zu bestimmen, werden genauso viele Gleichungen benötigt, wie Variablen existieren, was wiederum der Anzahl der Knoten des Modellgebiets entspricht. Um diese Gleichungen zu erzeugen, wird in der Grundwassermodellierung meist die nachfolgend beschriebene GALERKIN-Methode verwendet. Die GALERKIN-Methode ist ein für die Simulation von Grundwasserströmungen besonders geeigneter Sonderfall der Methode der gewichteten Residuen (Wang & Anderson 1982).

Die Grundlage der Finite-Elemente-Methode ist eine Differentialgleichung, die das Verhalten des Systems beschreibt. Diese Differentialgleichung enthält die zu berechnende Funktion. Im Beispiel der stationären

Strömungsgleichung ist die gesuchte Funktion die Verteilung der Piezometerhöhen, also die Lage des Grundwasserspiegels. Die zugehörige Differentialgleichung wurde als Gleichung (2-25) dokumentiert. Wird nun statt der wahren Funktion eine durch lineare Interpolation angenäherte Funktion (z.B. eine angenäherte Verteilung der Piezometerhöhen) in die Differentialgleichung eingesetzt, so ist diese nicht mehr erfüllt, sondern enthält eine Abweichung R , die Residuum genannt wird (Istok 1989). Dies stellt sich im Beispiel der stationären Grundwasserströmung wie folgt dar:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial \hat{h}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K \frac{\partial \hat{h}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \hat{h}}{\partial z} \right) = R \neq 0 \quad (2-40)$$

Da die zu berechnende Funktion im gesamten Modellgebiet definiert ist, kann für jede Stelle im Modellgebiet ein Residuum R angegeben werden. Bei der Methode der gewichteten Residuen werden für jeden Knoten die Residuen des Modellgebiets bezüglich des jeweiligen Knotens i mit einer Funktion W_i gewichtet, integriert und dem jeweiligen Knoten zugeordnet. Um eine möglichst geringe Abweichung zwischen der berechneten Näherungslösung und der wahren Lösung der Differentialgleichung zu erreichen, soll der jedem Knoten zugeordnete Wert Null werden.

$$\int_{\Omega} W_i(x, y, z) \cdot R(x, y, z) \cdot d\Omega = 0 \quad (2-41)$$

Verschiedene Möglichkeiten der Gewichtung der Residuen sind möglich. Die GALERKIN-Methode verwendet als Gewichtungsfunktionen W_i die gleichen Funktionen, die auch zur Interpolation verwendet werden, also die Ansatzfunktionen N_i .

Mit der vorgestellten Methode wird zu jedem Knoten eine Gleichung aufgestellt, die die gesuchte Funktion \hat{h} enthält. Dadurch entsteht ein Gleichungssystem, das genauso viele Gleichungen wie Unbekannte besitzt und daher zur Berechnung der Variablen (z.B. Piezometerhöhen oder Stoffkonzentrationen an allen Knoten des Untersuchungsgebiets) eingesetzt werden kann.

2.3.3.4 Lösung des Gleichungssystems

Das erstellte Gleichungssystem ist nur dünn besetzt, da zur Berechnung des gewichteten Residuums an einem Knoten entsprechend der vorgestellten GALERKIN-Methode nur die Werte des Knotens selbst und der benachbarten Knoten eingehen. Die Werte aller weiter entfernt liegenden Knoten gehen nicht mit ein, da die Residuen in allen weiter entfernt liegenden Elementen mit Null gewichtet werden.

Die Gleichungssysteme kleiner Modelle mit wenigen Knoten können direkt gelöst werden, indem die Matrix mathematisch umgeformt wird, zum Beispiel mittels des GAUß-Verfahrens. Bei größeren Gleichungssystemen werden direkte Lösungsverfahren zunehmend ineffizient, da sowohl der Speicherbedarf als auch die Rechenzeit zur Lösungsfindung stark ansteigen (Zienkiewicz & Taylor 2000). Große Gleichungssysteme werden daher iterativ gelöst, indem zunächst eine Lösung geraten wird, die dann schrittweise verbessert wird. Einfache Beispiele dafür sind das JACOBI-Verfahren oder das GAUß-SEIDEL-Verfahren. Deutlich effizienter und daher häufiger eingesetzt sind jedoch vorkonditionierte Verfahren der konjugierten Gradienten oder Mehrgitterverfahren (Jung & Langner 2001).

Zur Lösung des beschriebenen Modells wurde das algebraische Mehrgitterverfahren SAMG des Fraunhofer-Instituts für Algorithmen und Wissenschaftliches Rechnen (SCAI) verwendet. In diesem Verfahren wird automatisiert eine Hierarchie immer größerer, und damit kleinerer Gleichungssysteme erstellt (Stüben & Clees 2005).

2.3.3.5 Zeitliche Diskretisierung

Bei instationären numerischen Strömungs- und Stofftransportmodellen sind die Piezometerhöhen und Stoffkonzentrationen nicht nur vom Ort, sondern auch vom Zeitpunkt abhängig. Daher findet sich in der instationären Strömungsgleichung und in der instationären Stofftransportgleichung auch die Ableitung der gesuchten Funktion nach der Zeit ($\partial h/\partial t$). Dieser Term wird in der Finite-Elemente-Methode wie auch in der Finite-Differenzen-Methode durch endliche, diskrete Zeitschritte Δt angenähert. Daher ist die Finite-Elemente-Methode zur Berechnung der instationären Grundwasserströmung streng genommen ein Hybrid aus der Finite-Elemente- und der Finite-Differenzen-Methode (Wang & Anderson 1982).

Die Berechnung der vorgestellten Simulationen erfolgte implizit hinsichtlich der Zeit („upwind“). Das bedeutet, dass die Werte zum Zeitpunkt $t+\Delta t$ nicht nur mit den bekannten Werten zum Zeitpunkt t berechnet werden, sondern die unbekanntenen Werte zum Zeitpunkt $t+\Delta t$ ebenfalls in die Berechnung mit eingehen.

2.4 **Modellaufbau**

2.4.1 **Modellierungssoftware**

Die Berechnungen der instationären Strömungssimulationen erfolgten mit dem Programm FEFLOW (Version 6.2) des Unternehmens DHI-Wasy. Es ermöglicht die interaktive 2D- und 3D-Simulation von Strömung, Stofftransport und Wärmetransport in porösen Medien. Neben dem Programmkern, der die Lösung der Gleichungssysteme durchführt, beinhaltet FEFLOW eine graphische Preprocessing-Oberfläche, mit der die Finite-Elemente-Netze aufgebaut und die Probleme definiert werden können. Über die Postprocessing-Oberfläche können Berechnungsergebnisse ausgewertet und exportiert werden. Es existieren Schnittstellen zum Im- und Export von Daten aus Geoinformationssystemen oder technischen CAD-Systemen. FEFLOW stellt eine große Auswahl an Werkzeugen zur Interpolation einzubettender Daten sowie zur Lösung der Gleichungssysteme zur Verfügung.

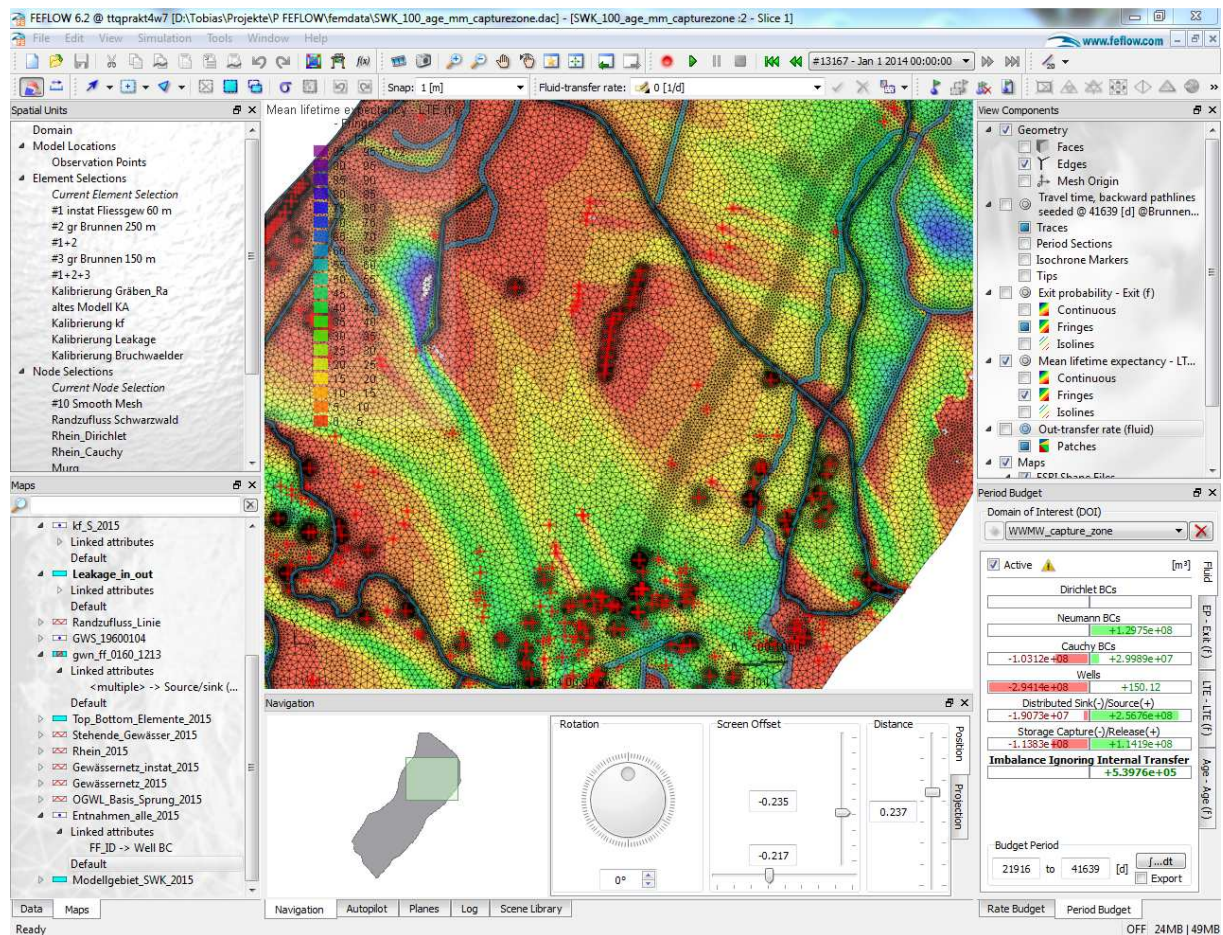


Abbildung 2-28: Screenshot der Benutzeroberfläche von FEFLOW

Die horizontale Diskretisierung erfolgt in FEFLOW über Dreiecke (triangles) oder Vierecke (quad elements). Jedem dieser Elemente werden in FEFLOW Materialeigenschaften wie Durchlässigkeit oder entwässerbare Porosität zugeordnet. Eine Ausnahme bildet die Grundwasserneubildung, die in FEFLOW wie eine Materialeigenschaft behandelt wird und ebenfalls den Elementen zugeordnet ist. Den Knoten werden die Randbedingungen zugewiesen. Für Randbedingungen können immer auch Begrenzungen (constraints) gesetzt werden, um etwa ein beliebiges Ansteigen einer Infiltration aus Oberflächenwasser zu begrenzen (wie sie beim Absinken des Grundwasserspiegels unterhalb der Gewässersohle erfolgen würde). Alle Materialparameter und alle Randbedingungen können in FEFLOW als instationäre Zeitreihen vorgegeben werden.

Außerhalb von FEFLOW gibt es die Möglichkeit über eine offene Schnittstelle (Interface-Manager) das Programm mittels Python anzusteuern, Daten über Callbacks auszulesen oder spezielle eigene Algorithmen einzuspielen.

2.4.2 Diskretisierung

2.4.2.1 Räumliche Diskretisierung

Die räumliche Diskretisierung des Modellgebiets in Finite-Elemente erfolgte mit Dreiecken unter Anwendung des Netzgenerators „Triangle“, der auch Punkt- und Linienstrukturen bei der Netzgenerierung berücksichtigen kann. Für Bereiche mit größeren hydraulischen Gradienten erfolgte eine Verfeinerung der Netzgeometrie, um diese besser abbilden zu können und numerischen Instabilitäten vorzubeugen. Das Netz lässt sich folgendermaßen charakterisieren:

Tabelle 2-2: Netzcharakteristik des aufgebauten Strömungsmodells

Größe des Modellgebiets	440 km ²
Art der Diskretisierung	Dreieckselemente
Netzglättung	smoothing
Anzahl der Elemente	226 158
Anzahl der Knoten	114 014
Mittlerer Knotenabstand	125 m
Knotenabstand verfeinert im Bereich von	
- instationären Fließgewässern	25 m
- stationären Gewässern, Stillgewässerrändern, Hauptverwerfung	50 m
- Brunnen mit Förderrate ≥ 1 Mio. m ³ /a	10-15 m
- Brunnen mit Förderrate $\geq 0,5$ bis 1 Mio. m ³ /a	50 m
- Brunnen mit Förderrate $< 0,5$ Mio. m ³ /a	125 m

Die vertikale Ausdehnung des Modellgebiets erstreckt sich von der Geländeoberkante bis zur Basis der mittleren sandig-kiesigen Abfolge (früher Jungquartär; vgl. Karte 3 im Anhang).

2.4.2.2 Zeitliche Diskretisierung

Der Modellzeitraum umfasst die 54 Jahre von 1960 bis 2013. In diesem Zeitraum befinden sich gleichermaßen Teilzeiträume mit sehr niedrigen hydrologischen Verhältnissen (1972 bis 1978 | 1992 bis 1994 | 2003 bis 2007) sowie Teilzeiträume mit sehr hohen hydrologischen Verhältnissen (1966 bis 1970 | 1982 bis 1984 | 2001 bis 2003). Weiterhin umfasst der Modellzeitraum die Inbetriebnahmen des Wasserwerks Hardtwald im Norden (ab 1961) und des Wasserwerks Rheinwald (ab 1977) im Süden sowie die resultierende kontinuierliche Reduktion der Entnahmemengen in den Wasserwerken Durlacher Wald und Mörscher Wald (Modellmitte).

Zur zeitlichen Diskretisierung wurde die programminterne Möglichkeit der automatischen Zeitschrittweitensteuerung genutzt. Diese macht Prognosen über die zu erwartenden Änderungen in den Grundwasserständen und wählt auf dieser Basis den nächsten Zeitschritt. Ist die Änderung zu groß, wird die Berechnung verworfen und ein früherer Zeitpunkt für die nächsten Berechnungen gewählt. Auf diese Weise müssen keine konstanten Zeitschrittweiten eingehalten werden, sondern es können zur Optimierung der Berechnungsdauer in Zeiten kleiner hydrologischer Veränderungen größere Zeitschrittweiten gewählt werden und vice versa.

Starke hydraulische Änderungen ergeben sich entsprechend der Auflösung der vorgegebenen instationären Zeitreihen. Da diese als feinste Auflösung auf Montags-, Donnerstags- und Samstagswerten basieren, setzt das Programm automatisch auch mindestens an diesen Tagen einen Zeitschritt. Die maximale Zeitschrittweite beträgt daher 2,5 Tage.

Testweise wurden für Rhein und Murg Tageswerte vorgegeben. Diese führten zu einer geringfügigen Verlängerung der Berechnungsdauer, ohne dass dies aber in den Berechnungen zu wesentlich besser aufgelösten

Wasserstands-Berechnungen geführt hätte. Daher wurden die drei Tageswerte pro Woche als hinreichend aufgelöste zeitlich aggregierte Daten angesehen. Hinzu kommt, dass auch die feiner aufgelösten, berechneten Daten lediglich mit Montagswerten (Wochenwerten) der Grundwasserpegel-Ablesungen kalibriert werden konnten.

2.4.3 Anfangsbedingungen

Die numerische Berechnung eines instationären Strömungsmodells benötigt zwingend die Vorgabe eines Anfangswasserstandes. Um diesen vorzugeben, wurden die Grundwasserstandsdaten von 109 Pegeln aus dem Modellgebiet einer Stichtags-Pegelmessungen vom 4.1.1960 herangezogen und über das Modellgebiet interpoliert.

2.4.4 Randbedingungen

2.4.4.1 Grundwasserentnahmen

Ziel beim Aufbau des Modells war die Erfassung und Einbindung aller Grundwasserentnahmen im OGWL und MGWL über 10 000 m³/Jahr. Grundwasserentnahmen mit Wiederversickerung wurden nicht erfasst. Entnahmen zu Beregnungszwecken wurden zu 50 % berücksichtigt. Grundwasserhaltungen wurden erst oberhalb von einer Gesamtentnahme von 100 000 m³ berücksichtigt.

Im Rahmen der Datenaquise wurden zu 147 kommunalen Entnahmen von Wasserversorgungsunternehmen und zu 189 privatwirtschaftliche Entnahmen von den Betreibern oder den Genehmigungsbehörden Daten bereitgestellt. Zu 164 Wasserhaltungen wurden von den Genehmigungsbehörden Daten bereitgestellt. Alle Entnahmen wurden in einer zentralen Exceldatei mit notwendigen Attributen wie Koordinaten, Betreibern, Kontaktdaten, statistischen Kennwerten eingepflegt. Per Makro konnten die Eingabefunktionen für FEFLOW generiert werden. Alle Entnahmen sind in Karte 6 im Anhang lokalisiert. Abbildung 2-29 zeigt die jährlichen Entnahmeraten der Stadtwerke Karlsruhe.

In der Mehrzahl liegen die Daten als Jahreswerte vor, in einigen Fällen aber auch als Monatswerte. Die eigenen Entnahmen liegen tagesscharf vor, sind aber derzeit auch als Monatswerte aufbereitet eingebunden. Die Entnahmen wurden bereits bei der Netzerstellung berücksichtigt, da diese auf Knoten des Netzes liegen müssen. Hatten einzelne Entnahmen sehr geringe Abstände zueinander (kleiner 20 m) oder zu einem Fließgewässer, wurden sie geringfügig verschoben.

Problematisch war die Tatsache, dass seit der zuletzt erfolgten Datenabfrage von den Genehmigungsbehörden nur noch die wasserrechtlichen Erlaubnisse, nicht aber die tatsächlichen Entnahmen abgefragt werden können. Datenschutz und Anonymisierung der abgerufenen Daten erschwerten es zusätzlich, vorhandene Zeitreihen fortzuschreiben.

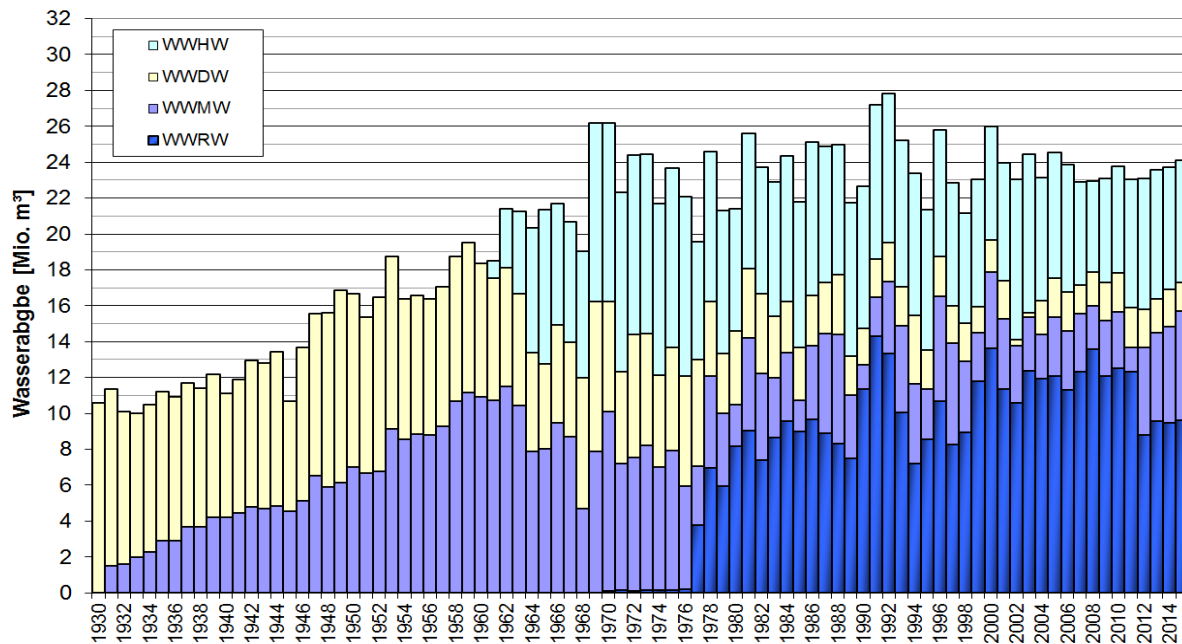


Abbildung 2-29: Trinkwasserabgabe (= Grundwasserentnahme) für die vier Wasserwerke der Stadtwerke Karlsruhe

2.4.4.2 Östlicher Randzufluss

Der östliche Randzufluss aus quartären Talfüllungen von Pfinz, Wettersbach, Alb und Murg sowie von den Festgesteins-Aquiferen der Randgebirge Kraichgau und Schwarzwald wurde instationär vorgegeben. Entsprechend der Vorgehensweise beim Aufbau des Grundwassermodells Hardtwald (Deinlein 1999 & 2002) erfolgte die Berechnung an Hand der Transmissivität und dem Grundwassergradienten nach dem Gesetz von Darcy.

Entlang des östlichen Modellrandes wurden Grundwassermessstellen mit möglichst langer Zeitreihe identifiziert. Datenlücken oder zu kurze Zeitreihen wurden mittels linearer Korrelationen an benachbarten Messstellen geschlossen bzw. verlängert. Diese Messstellen bilden die Ecken „hydrologischer Dreiecke“ (vgl. Abbildung 2-30 & Karte 6 im Anhang). Für die Dreiecke wurden Zeitreihen des Grundwassergefälles berechnet, wobei Korrekturfaktoren eingesetzt wurden, wo das Grundwassergefälle im hydrologischen Dreieck nicht orthogonal zum Modellrand verlief. Durch Kenntnis von Modellmächtigkeit M an Stelle der Dreiecke (eigentlich Prismen), durchflossenem Querschnitt A und Durchlässigkeitsbeiwert k_f konnten Zeitreihen des Randzuflusses Q als Volumenstrom pro Randlänge L ermittelt werden:

$$\frac{Q}{L} = k_f * M * I \quad (2-42)$$

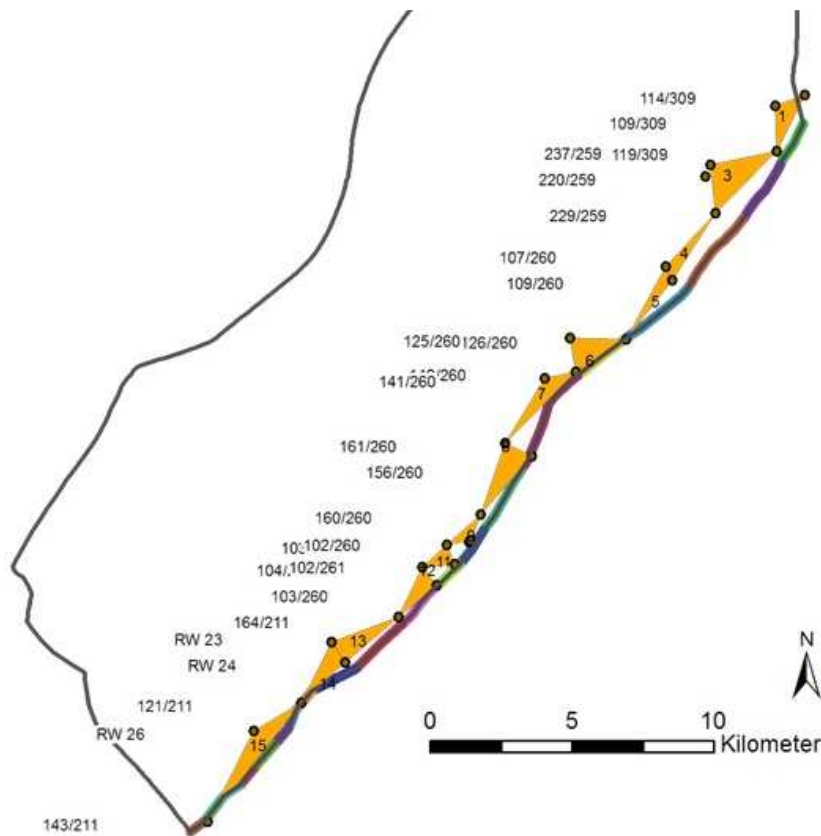


Abbildung 2-30: Bildung „hydrologischer Dreiecke“ aus Messstellen entlang des Zustrom-Modellrands

Da die hydrologischen Dreiecke nicht exakt auf dem Modellrand plaziert sind, wird für den zwischen Bereich zwischen Modellrand und Dreiecke noch der Betrag der Grundwasserneubildung (als konstanter Wert) abgezogen. Die Ergebnisse wurden im Zuge der Kalibrierung von Deinlein (2006) und Kimmig (2014) angepasst und in der erfolgten Modellkalibrierung nicht weiter modifiziert.

2.4.4.3 Rhein

Der Rhein, der die Westgrenze des Modellgebiets darstellt, wurde im Wesentlichen als DIRICHLET-Randbedingung mit instationären Wasserständen vorgegeben (vgl. Karte 6 im Anhang).

Die Wasserstände des Rheins wurden aus den Tagesmittelwerte der Wasserstände an den Pegeln Plittersdorf, Neuburgweiher, Maxau und Philippsburg der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (vgl. Karte 4a), die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz bereitgestellt wurden, berechnet (BfG 2013). Hierzu wurden zunächst die täglichen Wasserstände an 20 Stützstellen entlang der Modellgrenze durch lineare Interpolation erzeugt und anschließend zu „Mo-Do-Sa-Werten“ aggregiert. Die Stützstellen wurden von FEFLOW genutzt, um intern eine weitere lineare Interpolation für die dazwischenliegenden Knoten durchzuführen.

In engem Zusammenhang mit der Randbedingung 1. Art stehen einige Baggerseen und Altrheinarme, die eingeschränkt (Rappenwörter Altrhein, Fermasee) oder uneingeschränkt am Rheinwasserspiegel hängen und dessen Wasserstände exakt nachbilden (vgl. Karte 4b im Anhang). Sie sind mit einem hohen Durchlässigkeitsbeiwert von 1 m/s versehen, so dass innerhalb der Gewässer ein nur sehr geringes Gefälle auftritt. Zur Ver-

meidung von Bilanzfehlern durch ein- und ausströmendes Wasser wurden entlang der Kontaktknoten zwischen Rhein und angeschlossenen Gewässern immer ein identischer Rheinwasserstand vorgegeben. Dies geschah für Baggersee Insel Rott, Alter Hafen, Ölhafen, Yachthafen, Rheinhafen, Auer Altrheinarm, Illinger Altrhein, Goldkanal und den Altrheinarm südlich der Murg.

Im Bereich der MiRO nördlich des Karlsruher Rheinhafens wurde der Rhein auf einem 4,4 km langen Abschnitt als CAUCHY-Randbedingung vorgegeben (vgl. Karte 6 im Anhang). Dies war notwendig, um den Zustrom von Rheinwasser in den Grundwasserleiter aufgrund naher Grundwasserentnahmen der MiRO zu begrenzen und die Grundwasserstände in diesem Bereich gut im Modell nachbilden zu können (Kimmitig 2014).

2.4.4.4 Murg

Die Murg wurde als CAUCHY-Randbedingung mit instationären Wasserständen und verhältnismäßig hohen Leakagefaktoren im Modell vorgegeben.

Für die Murg wurden vom Ingenieurbüro Ludwig (2000) Wasserspiegellagenberechnungen im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe GmbH durchgeführt. Das Ergebnis der Berechnungen bestand aus 50 Tabellen, die für 50 Stützpunkte an der Murg im Abstand von 400 m berechnet wurden. Daraus lassen sich für diskrete Kombinationen der Abflüsse der Murg am Pegel Rotenfels und des Rheins am Pegel Maxau die Wasserstände der Murg auslesen.

Auf der Grundlage der genannten Tabellen sowie der Tagesmittelwerte der Abflüsse an den Pegeln Rotenfels und Maxau wurden zunächst mittels linearer und bilinearer Interpolation die täglichen Wasserstände der Murg für die Stützstellen berechnet. Anschließend wurden die Tageswerte zu „Mo-Do-Sa-Werten“ aggregiert. Die Stützstellen wurden von FEFLOW genutzt, um intern eine weitere lineare Interpolation für die dazwischenliegenden Knoten durchzuführen.

2.4.4.5 Alb, Albüberleitung und Erlengraben

Die Alb, die Albüberleitung zum Pfinzentlastungskanal und der Erlengraben wurden als CAUCHY-Randbedingung mit instationären Wasserständen im Modell vorgegeben.

Für die Alb und die Albüberleitung lagen berechnete Wasserspiegellagen für ausgewählte Abflüsse von Alb und Rhein auf der Grundlage einer hydraulischen Modellierung vor. Die Modellierung war 2001 vom Ingenieurbüro Wald + Corbe Beratende Ingenieure (Hügelsheim) im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe GmbH angefertigt worden (Schiffler & Weiss 2001). Ein Ergebnis der Modellierung waren Wasserstands-Abfluss-Tabellen für 255 Stützstellen zwischen der Mündung der Alb in den Rhein und dem Pegel Ettlingen bei Alb-km 27,421.

Wie bei der Murg wurden auf der Grundlage der genannten Tabellen sowie der Tagesmittelwerte der Abflüsse an den Pegeln Ettlingen und Maxau zunächst mittels linearer und bilinearer Interpolation die tägliche Wasserstände der Alb und der Albüberleitung für die Stützstellen berechnet. Anschließend wurden die Tageswerte zu „Mo-Do-Sa-Werten“ aggregiert. Die Stützstellen wurden von FEFLOW genutzt, um intern eine weitere lineare Interpolation für die dazwischenliegenden Knoten durchzuführen.

Für den Albabschnitt zwischen dem Stephanienbadwehr und der Mühle in Rüppurr wurde das ehemalige Stauziel von 113,20 m+NN vorgegeben, da das 1990 außer Betrieb genommene Wehr nicht im hydraulischen Modell berücksichtigt worden war.

Da die Albsohle auf der Strecke oberhalb der Appenmühle in KA-Daxlanden über dem Grundwasser liegt, war die Vorgabe der Albsohlhöhe als Nebenbedingung erforderlich. Dabei wurden Messungen herangezogen, die beim Aufbau des hydraulischen Modells der Alb erhoben worden waren.

Der Erlengraben, der in Ettlingen aus der Alb ausgeleitet wird, fließt anschließend über den Hertelgraben als Petergraben der Alb wieder zu, wobei die auf der Fließstrecke gelegenen Wehranlagen nur im besonderen Hochwasserfall zur Steuerung des Wasserstands herangezogen werden (fr. mdl. Mitt. SÄUBERT, Tiefbauamt Stadt Karlsruhe 2005). Daher konnte der Wasserstand in diesen Gräben ebenfalls instationär vorgegeben werden, indem die bekannten Ganglinien der Alb an der Aus- und der Einleitung des Grabens linear interpoliert wurden. Auch beim Erlen-/Hertel-/Petergraben war die Definition einer Nebenbedingung erforderlich, da die Gewässersohle teilweise über dem Grundwasserstand liegt.

2.4.4.6 Pfinz(-Heglach) und Pfinzentlastungskanal

Die Pfinz und der Pfinzentlastungskanal (PEK) wurden als CAUCHY-Randbedingung mit instationären Wasserständen im Modell vorgegeben.

Für insgesamt 123 Stützstellen der Pfinz und des PEK lagen als Ergebnis einer hydraulischen Berechnung (Roth & Lengnick 1999) Funktionen vor, mit denen aus dem Abfluss am Pegel Berghausen die jeweiligen Wasserstände berechnet werden konnten. Die Stützstellen befinden sich sowohl im Ober- und Unterwasser der Wasserbauwerke als auch auf freier Strecke im Abstand von ca. 250 m.

Wie bei der Murg und der Alb wurden mit den genannten Funktionen und den Tagesmittelwerten des Abflusses am Pegeln Berghausen zunächst die täglichen Wasserstände für die Stützstellen berechnet. Anschließend wurden die Tageswerte zu „Mo-Do-Sa-Werten“ aggregiert. Die Stützstellen wurden von FEFLOW genutzt, um intern eine lineare Interpolation für die dazwischenliegenden Knoten durchzuführen.

Die Kundenmühle Friedrichstal an der Pfinz am Modellnordrand war im Berechnungsmodell von HYDRO-ENERGIE ROTH nicht berücksichtigt worden. Zur Korrektur wurde im Oberwasser der Kundenmühle ein konstanter Wasserstand von 110,64 m+NN vorgegeben.

Die Abhängigkeit des Wasserstands des PEK vom Rheinwasserstand in der Rheinniederung, unterstromig des Absturzbauwerks Eggenstein, war im hydraulischen Berechnungsmodell nicht berücksichtigt worden. Daher wurden die für den PEK dort berechneten Werte mit den Rheinwasserständen (an der Mündung des PEK in den Rhein) ersetzt, wenn die Rheinwasserstände die für den PEK berechneten Werte überstiegen.

Im Bereich der Niederterrasse wurde eine Nebenbedingung vorgegeben, da hier die Grundwasseroberfläche unter der Sohle des PEK liegt. Für die Pfinz wurden auf einem Abschnitt oberstromig des Pfinz-PEK-Dükers, unterhalb des Hühnerlochwehres und oberhalb der Kundenmühle Friedrichstal ebenfalls Nebenbedingungen vorgegeben.

2.4.4.7 Malscher Landgraben

Der Malscher Landgraben wurde als CAUCHY-Randbedingung im Modell vorgegeben, unterhalb von Bruchhausen bis zur Mündung in die Alb mit instationären Wasserständen (Montagswerte) und zwischen Malsch und Bruchhausen mit stationären Wasserständen.

Grundlage der instationären Wasserstände sind der Pegel Geranienstraße in Bruchhausen (Tiefbauamt Ettlingen) und der Pegel 5.16 nahe der Mündung in die Alb (Tiefbauamt Stadt Karlsruhe). Für beide Pegel war die Datenlage nicht ausreichend, um die an ihnen abgelesenen Wasserstände direkt im Modell vorzugeben. Beim Pegel Geranienstraße wurden fehlende Werte durch Korrelation mit nahen Grundwassermessstellen erzeugt. Beim Pegel 5.16 wurde die vorhandene Zeitreihe mit Werten aus einer Korrelation mit dem Wasserstand der Alb an der nahen Mündung ergänzt. Zwischen den Pegeln sowie zwischen dem Pegel 5.16 und der Mündung in die Alb wurde linear interpoliert.

Die stationären Wasserstände zwischen Malsch und Bruchhausen wurden mit Hilfe eines hochaufgelösten digitalen Geländemodells geschätzt.

Unterhalb von Bruchhausen befindet sich der Grundwasserstand bei mittleren Verhältnissen unterhalb der Gewässersohle. Daher war dort die Vorgabe einer Nebenbedingung zur Begrenzung der Infiltration notwendig.

2.4.4.8 Federbach und Rappenwörter Altrheinarm

Der Federbach und der Rappenwörter Altrhein wurden als CAUCHY-Randbedingung im Modell vorgegeben, der Federbach unterstrom der Mühle Walz in Durmersheim und der Rappenwörter Altrheinarm mit instationären Wasserständen (Montagswerte) und der Federbach zwischen Malsch und der Mühle Walz in Durmersheim mit stationären Wasserständen.

Der instationäre Wasserstand des Federbachs wurde aus den Wasserstandsdaten der zwei Pegel 803/210 (LUBW) und 2.05 (Kastenwörtbrücke, Tiefbauamt Stadt Karlsruhe) durch lineare Interpolation sowie Extrapolation anhand des Längsschnitts für Mittelwasser des Federbachberichtes (Wald et al. 1991) generiert. Datenlücken wurden jeweils durch Korrelation mit nahen Grundwassermessstellen geschlossen.

Der Wasserstand des Rappenwörter Altrheins wurde über die gesamte Länge auf gleichem Niveau anhand der Messungen des Pegels 2.06 (Brücke Hermann-Schneider-Allee, Tiefbauamt Stadt Karlsruhe) vorgegeben. Datenlücken wurden durch Korrelation mit dem Rheinwasserstand geschlossen.

Von Malsch bis zur Mühle Walz in Durmersheim wurde der Wasserstand des Federbachs stationär entsprechend des Längsschnitts für Mittelwasser des Federbachs (Wald et al. 1991) vorgegeben.

2.4.4.9 Weitere instationär vorgegebene Fließgewässer

Teilabschnitte des Riedkanals, des Schmidtbachs, des Kunzenbachs, des Alten Federbachs bei Forchheim und des Weißen Grabens konnten ebenfalls als CAUCHY-Randbedingung mit instationären Wasserständen (Montagswerten) im Modell vorgegeben werden, da jeweils regelmäßige Messungen des Wasserstands an Pegeln vorhanden waren. Die bestehenden Datenlücken wurden jeweils durch Korrelationen mit nahen Grundwassermessstellen geschlossen.

2.4.4.10 Stationär vorgegebene Fließgewässer

Insgesamt 37 weitere kleinere Gräben und Bäche wurden als CAUCHY-Randbedingung mit stationären Wasserständen im Modell vorgegeben. Die stationären Wasserstände wurden jeweils mit Hilfe eines hochaufgelösten digitalen Geländemodells geschätzt und teilweise während der Kalibrierung des Modells angepasst.

Die rein grundwassergespeisten Gräben wurden mit einem Leakagefaktor für Infiltration von Null versehen, um eine Infiltration von Wasser aus dem Gewässer in den Grundwasserleiter zu verhindern, wenn die Gewässer trockenfallen. Aus der Vorgabe der stationären Wasserstände resultiert in der Regel eine zu kleine Amplitude in den Grundwasserständen der nahen Vergleichsmessstellen, was in Kauf genommen werden muss.

2.4.5 **Aquiferkennwerte**

2.4.5.1 Hydraulische Leitfähigkeit

Im Modellgebiet liegen zahlreiche Pumpversuchsdaten vor, die vom hydrogeologischen Büro Pikulski (2000) in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Geologie und Rohstoffe Baden-Württemberg (LGRB) hinsichtlich

Lage, vertikaler Zuordnung und Güte kategorisiert und bezüglich der hydraulischen Leitfähigkeit (k_f -Wert) ausgewertet wurden.

Unplausible Werte sowie sehr kleinräumig vorhandene (gedoppelte) Daten wurden ausgeschlossen. Randliche k_f -Werte wurden an den Modellrändern gespiegelt, um eine saubere Interpolation bis an den Modellrand zu gewährleisten. Die Regionalisierung wurde innerhalb von FEFLOW mittels Ordinary Kriging unter Einbeziehung der zehn nächsten Nachbarn durchgeführt. Da sich die hydraulische Leitfähigkeit über einen Wertebereich von mehreren Größenordnungen erstreckt, werden die zu interpolierenden Werte zunächst logarithmiert. Kriging ist eine aus dem Bergbau kommende Interpolationsmethode, die eine Glättung lokaler Senken und Berge hervorruft und auf eine Minimierung der Fehlervarianz abzielt (Isaaks & Srivastanva 1989) und gegenüber Inverse Distance Weighting (IDW) plausiblere Ergebnisse zu produzieren scheint. Die Ergebnisse sind auf Karte 8 im Anhang dargestellt.

Da der Großteil der Pumpversuche in der OksA durchgeführt wurde, wird im Verbreitungsgebiet der MskA eine Korrektur vorgenommen. Deinlein (2006) berechnete den Korrekturfaktor wie nachfolgend dargestellt, wobei der eingehende empirischen Faktor von 0,6¹ bei der Grobkalibrierung die besten Modellanpassungen brachte:

$$\text{Korrekturfaktor} = 1 - \left(\frac{\text{Mächtigkeit}(MskA + OZH) * 0.6}{\text{Mächtigkeit}(OksA + MskA + OZH)} \right) \quad (2-43)$$

In Baggerseen und Altrheinarmen spiegelt das Grundwasser nahezu horizontal aus. Mit einer sehr großen Durchlässigkeit von 1 m/s wird dies im Modell berücksichtigt.

Nach der Fortschreibung des Modells von Kimmig (2014) lagen die berechneten Grundwasserstände zunächst fast durchweg unter den gemessenen. Dies wurde auf eine Überschätzung der Durchlässigkeiten zurückgeführt. Die k_f -Werte waren durch Division der Transmissivität mit der verfilterten Mächtigkeit errechnet worden. In der Realität wird die Filterstrecke eines unvollkommenen Brunnens jedoch auch leicht von oben oder unten angeströmt. Dies wird im Allgemeinen mit einem Faktor von 1,1 bis 1,3 (Richwien 2000; Zentrum Geotechnik 2012) korrigiert. Der Faktor von 1,2 gab bei der Grobkalibrierung die bestmögliche Anpassung. (Kimmig 2014)

$$k_f = \frac{T}{M * 1.2} \quad (2-44)$$

Die entsprechend global verringerten Durchlässigkeitsbeiwerte aus KIMMIG & DEINLEIN (2014) stellten die Ausgangsverteilung für die Kalibrierung dar. Auch wenn durch die Vielzahl an Pumpversuchsdaten eine sehr gute Datengrundlage vorhanden war, blieb der k_f -Wert (neben den Leakage-Faktoren) eine wichtige im Rahmen der Kalibrierung anzupassende Größe.

¹ Bei einem Faktor von 0,6 besitzt die MskA (mit OZH) 40 % der Durchlässigkeit der OksA. Folglich ist bei einem Faktor von 0 die gleiche Durchlässigkeit der MskA und der OksA gegeben. Bei einem Faktor von 1 wäre die MskA (mit OZH) undurchlässig.

Im alten Modell Rheinwald (südliches Modelldrittel) wurde die Verteilung der Durchlässigkeitsbeiwerte von Kuhlern (Kühlers 2002) mit Einheitsflächen vorgegeben. Hierdurch lassen sich das Strömungsverhalten und die Grundwasserstände im Bereich zwischen zwei Grundwassermessstellen relativ gut steuern. Gleichzeitig erfolgen jedoch an den Grenzen der Einheitsflächen unnatürliche und abrupte Sprünge in den k_f -Werten, weshalb im neuen Modell mit ausschließlich interpolierten Punktdaten gearbeitet wurde. Für Bereiche ohne vorliegenden Pumpversuch wurde in der Mitte einer Einheitsfläche ein fiktiver Pumpversuch mit entsprechendem k_f -Wert als Ausgangspunkt für die Kalibrierung gesetzt.

2.4.5.2 Speicherkoeffizient

Die entwässerbare (speicherwirksame) Porosität $S [-]$ (= speicherwirksamer Hohlraumanteil) wurde nach der empirischen Formel von Marotz (1968; in Hölting & Coldewey 2009) aus der ermittelten hydraulischen Leitfähigkeit abgeleitet. Die über das Modellgebiet mittels Kriging (10 Nachbarn) interpolierten Daten sind auf Karte 9 im Anhang dargestellt. Für stehende Gewässer wurde eine entwässerbare Porosität von 1 vorgegeben.

$$S = 0.462 + 0.045 * \ln(k_f) \quad (2-45)$$

2.4.5.3 Grundwasserneubildung aus Niederschlag

Bezüglich der Grundwasserneubildung aus Niederschlag liegt ein Datensatz aus dem landesweiten GWN-BW-Modell der LUBW (Hydroconsult 2009) für die Jahre 1950 bis 2015 vor.

Die Entscheidung ein eigene Bodenwasserhaushaltsmodell für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe (Wirsing 2016) aufzubauen, basiert auf zwei Erfordernissen: Zum einen sollen im Zuge von Wasserrechtsanträgen und Beweissicherungsverfahren räumlich höher aufgelöste Bewertungen der Bodenfeuchte möglich sein. Zum anderen besteht der Bedarf die Grundwasserneubildung als Eingangsparameter der Strömungsmodellierung im Rahmen der Kalibrierung verändern zu können. Zum Aufbau und der Modell-dokumentation des verwendeten Bodenwasserhaushaltsmodells wird auf Wirsing (2016) verwiesen.

Das auf Karte 7 im Anhang dargestellte Gebietsmittel der in den Jahren 1960 bis 2013 berechneten Grundwasserneubildung beträgt 193 mm/a (ohne Berücksichtigung von Wasserflächen 199 mm/a). Während in der Vergangenheit von 1965 bis 1970 und von 1978 bis 1988 längere Phasen mit überdurchschnittlicher Grundwasserneubildung vorhanden waren, ist dies seit den 1990er Jahren nur noch in Einzeljahren festzustellen (Abbildung 2-31). Im Trend ist daher seit Beginn der 1960er Jahre bis heute eine Abnahme von 250 mm auf 170 mm (Abnahme um 32 %) festzustellen. Abbildung 2-32 zeigt zum einen die hydrologischen Unterschiede zwischen den Teilgebieten Nord, Mitte und Süd, zum anderen, dass der Langzeittrend in allen Teilgebieten vorhanden ist. Diese Beobachtungen stehen nicht im Einklang mit der Annahme der LUBW (2012), dass die Grundwasserneubildung im Bewirtschaftungsgebiet im Zuge des Klimawandels durch die Prognose von höheren Winterniederschlägen und häufigeren Starkregenereignissen eher zunehmen dürfte.

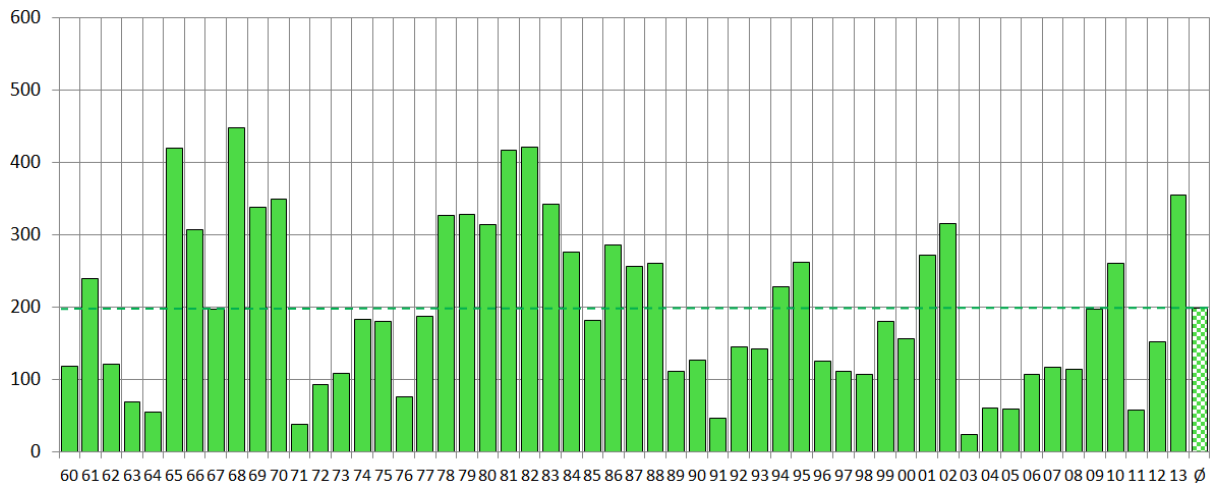


Abbildung 2-31: Jahressummen und Mittelwert der Grundwasserneubildung im Gesamtbewirtschaftungsgebiet (ohne Berücksichtigung der Wasserflächen)

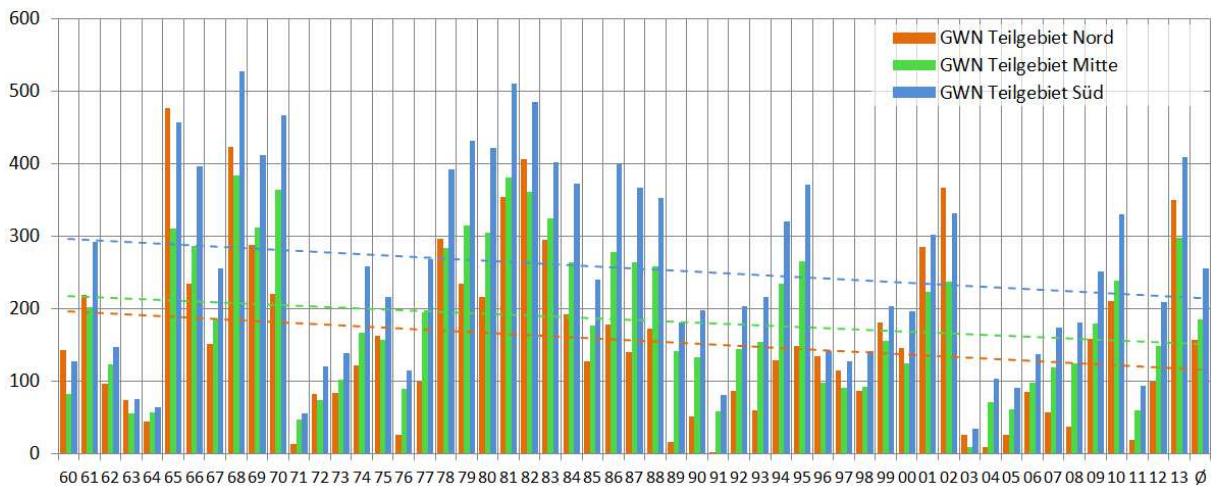


Abbildung 2-32: Jahressummen, Mittelwerte und Trend der Grundwasserneubildung in den drei Teilbereichen des Bewirtschaftungsgebiets (ohne Berücksichtigung der Wasserflächen)

Für das nördliche, mittlere und südliche Modelldrittel sowie für die Einzugsgebiete der Karlsruher Wasserwerke liefern die Tabelle 2-3 und Tabelle 2-4 einen Vergleich zwischen dem Datensatz aus dem GWN-BW-Modell der LUBW (2016b) und dem von den Stadtwerken Karlsruhe aufgebauten Modell mit SIWA on ARcVIEW. Die in Kapitel 2.3 dargestellte Differenzierung in ein nördliches, trockenes und ein südliches, feuchtes Modelldrittel paust sich auf die Grundwasserneubildung durch. Sehr kleine und negative Grundwasserneubildungen werden im Bereich grundwasserabhängiger Ökosysteme durch Evapotranspiration kapillar aufsteigenden Wassers verursacht.

Tabelle 2-3: Vergleich der Grundwasserneubildung [mm/a] von GWN-BW (LUBW 2016b) und SIWA (Wirsing 2016) in unterschiedlichen Teilzeiträumen und -gebieten (ohne Berücksichtigung der Wasserflächen)

Zeitraum	GWN-BW (2016)			SIWA (2016)		
	Nord	Mitte	Süd	Nord	Mitte	Süd
1960-69	155	244	303	215	199	275
1970-79	123	201	266	134	179	246
1980-89	164	270	367	210	275	373
1990-99	102	166	191	99	142	200
2000-09	110	163	208	119	125	180
1960-13	132	207	266	156	184	255

Tabelle 2-4: Vergleich der Grundwasserneubildung [mm/a] von GWN-BW (LUBW 2016b) und SIWA (Wirsing 2016) in unterschiedlichen Teilzeiträumen und Einzugsgebieten der Karlsruher Wasserwerke (ohne Wasserflächen)

Zeitraum	GWN-BW (2016)					SIWA (2016)				
	HW	KW	DW	MW	RW	HW	KW	DW	MW	RW
1960-69	122	243	199	225	306	213	196	197	255	296
1970-79	103	210	173	214	268	132	172	172	232	263
1980-89	140	291	215	302	373	208	277	268	344	395
1990-99	101	195	167	182	283	100	127	122	196	224
2000-09	100	184	170	164	246	119	105	104	178	205
1960-13	117	227	191	219	300	156	176	172	241	277

2.5 Modellkalibrierung

2.5.1 Methodik

Aufgrund der vorhandenen und bereits kalibrierten Modelle „Karlsruhe“ und „Rheinwald“ konnten die Modelleingangsdaten in Teilen übernommen werden und es konnte auf eine vorgeschaltete stationäre Kalibrierung verzichtet werden. Im Rahmen der instationären Kalibrierung wurden die Wasserstands-Ganglinien an 221 Grundwassermessstellen mit den gemessenen Piezometerhöhen (in der Regel Montagswerte) verglichen.

Als Kalibriergrößen dienten

- Interpolationen punktueller k_f -Werte
- Interpolationen punktueller Speicherkoeffizienten
- Leakagefaktoren für In- und Exfiltration
- Verfeinerung der zeitlichen Auflösung instationärer Eingangsdaten
- Randzufluss
- Grundwasserneubildung und
- Ergänzung neuer Grabensysteme und Gewässer

Zur Optimierung der Kalibrierung war von Kimmig (2012) eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt worden, auf die bei der eigenen Kalibrierung zurückgegriffen wurde. Die Kalibrierung erfolgte in 90 Modellläufen.

Für jeden Kalibrierlauf wurden für alle 221 Messstellen Diagramme erzeugt, in denen die gemessenen Montagswerte den berechneten Montagswerten des Kalibrierlaufs sowie des Vorgängerkalibrierlaufs gegenübergestellt wurden, um die Abbildungsgüte des Modells zu kontrollieren und um die Auswirkung von getätigten Veränderungen in den Kalibriergrößen zu bewerten. Zusätzlich wurde für jeden Kalibrierlauf eine Tabelle generiert, die für jede Vergleichsmessstelle die Differenz zwischen gemessenem und berechnetem mittleren Wasserstand sowie zwischen gemessener und berechneter Amplitude des Wasserstands beinhaltete. Für diese wurden mittels GIS Karten erzeugt, um einen schnellen räumlichen Überblick zu erhalten, in welchen Bereichen und wie stark das Modell die Grundwasserstände und -schwankungsamplituden über- oder unterschätzte.

Die Güte der Modellanpassung kann im Vergleich gemessener und berechneter Wasserstände ermittelt werden. Gemessene und berechnete Wasserstände sowie der Bereich, in dem die gemessenen Wasserstände für vertrauenswürdig gehalten werden, sind im Anhang dargestellt. Bei einer guten Modellanpassung werden sowohl Phasen niedriger Grundwasserstände als auch Phasen hoher Grundwasserstände gleichermaßen nachgefahren. Auch die Dynamik der Wasserstände wird möglichst gut nachgebildet.

Neben der Anpassung der zeitlichen Wasserstandsdynamik an den 221 Vergleichsmessstellen wurden im Rahmen der Kalibrierung für niedrige, mittlere und hohe Grundwasserstände Gleichenpläne erstellt, die eine Betrachtung und Anpassung von Gradient und Strömungsrichtung des Grundwassers ermöglichen (vgl. Karten 12 bis 14 im Anhang).

Auf die Anwendung des Softwaremoduls FEPEST, mit dem die Kalibrierung automatisiert werden kann, wurde des enormen Rechenaufwands bei großen instationären Modellen verzichtet.

2.5.2 Hydraulische Leitfähigkeit & Speicherkoeffizienten

Als Kalibriergrößen dienten interpolierte k_f -Werte, deren Ausgangswerte auf den korrigierten PIKULSKI-Werten basierten (vgl. Kapitel 2.4.5.1). Schon anfangs war eine sehr hohe Informationsdichte bezüglich dokumentierter und ausgewerteter Pumpversuche vorhanden. Dennoch mussten einerseits räumliche Datenlücken durch weitere Stützpunkte geschlossen werden. Weiterhin wurden auch bestehende k_f -Werte im Rahmen der Modellkalibrierung in einem plausiblen Rahmen angepasst. Die finalen k_f -Werte an den Stützstellen und deren räumliche Interpolation mittels Kriging (in FEFLOW) ist auf Karte 8 im Anhang dargestellt.

Die nach Marotz (1968; in Hölting & Coldewey 2009) auf Basis der hydraulischen Leitfähigkeit berechneten Speicherkoeffizienten (vgl. Kapitel 2.4.5.2) wurden im Zuge der Anpassung der k_f -Werte mitgeführt.

2.5.3 Leakagefaktoren

Leakagefaktoren (= Leakagekoeffizienten) sind eine sehr ungenau bekannte Größe, weshalb sie im Rahmen der Kalibrierung in starkem Maße angepasst werden. Die Möglichkeit, Leakagefaktoren in Feldversuchen direkt zu ermitteln, bestehen mittels relativ ungenauer punktueller Messungen an der Gewässersohle oder aber durch integrale Bestimmungen an Hand von Abflussmessungen und der exakten Beschreibung von Oberflächen- und Grundwasserständen sowie dem hydraulischen Radius der Gewässer. Derartige Messungen sind zeit- und kostenintensiv und liegen im Untersuchungsgebiet bislang nicht vor.

Ausgangsdatensatz für die Kalibrierung waren die Werte der Grundwassermodelle „Karlsruhe“ und „Rheinwald“. Da die Leakagefaktoren im 2D-Ansatz von der Mächtigkeit des Aquifers abhängig sind, können sie nicht direkt von einem Modell auf ein anderes übertragen werden, beziehungsweise müssen bei Unterschieden im geologischen Modell angepasst werden. Die Fließgewässer sind in Abschnitte unterteilt, um im Längsverlauf unterschiedliche Leakagefaktoren zuweisen zu können.

Die Ermittlung plausibler Leakagefaktoren fällt in instationären Strömungsmodellen relativ leicht, da der Einfluss des Fließgewässers auf die Grundwasserstände an nahe am Fließgewässer gelegenen Grundwassermessstellen anhand der Amplitude der Grundwasserstände in der Regel gut zu erkennen ist. Die ermittelten Leakagefaktoren für In- und Exfiltration sind in Karte 7a und 7b im Anhang dargestellt.

Den Fließgewässer Murg und Rhein (im Bereich der MiRO) wurden sehr hohe Leakagefaktoren zugewiesen, wodurch die CAUCHY-Randbedingung einer DIRICHLET-(Festpotential)-Randbedingung sehr ähnlich wird.

2.5.4 Zeitliche Verfeinerung instationärer Eingangsdaten

Zu Beginn der Kalibrierung lagen die Wasserstände der Fließgewässer als Wochenwerte vor. Für Fließgewässer, die in Ihren Abflüssen und Wasserständen stark und schnell schwanken (Rhein, Murg, Pfinz, Pfinzentlungskanal und Alb) wurden die Wasserstände im Modell zunächst als zwei Werte pro Woche (Mo+Fr), später drei Werte pro Woche (Mo+Do+Sa) vorgegeben, um Grundwasserstandsspitzen in flussnah gelegenen Messstellen nach Hochwasserereignissen besser abzubilden. Eine weitere Verfeinerung der zeitlichen Auflösung hin zu Tageswerten ergab keine weitere Erhöhung der Abbildungsgüte des Modells.

Da das Modell mittels automatischer Zeitschrittweitensteuerung ohnehin mit zwei bis drei Tagen Zeitschrittweite rechnet, resultierte durch die verwendeten Mo+Do+Sa-Werte eine höhere Abbildungsgüte von Grundwasserstandspeaks flussnaher Grundwassermessstellen, ohne gleichzeitig die Rechenzeit zu verlängern.

2.5.5 Randzufluss

Es besteht die Möglichkeit den instationär vorgegebenen Randzufluss als Kalibriergröße zu verwenden, was bei der Anpassung der Teilmodelle Karlsruhe und Rheinwald auch genutzt worden war. In der durchgeführten Modellkalibrierung schien eine Anpassung des Randzuflusses nicht notwendig zu sein, weshalb die Daten der Ausgangsmodelle unverändert blieben und nur fortgeschrieben wurden.

2.5.6 Grundwasserneubildung aus Niederschlag

Intension für die Entscheidung, im Vorfeld ein eigenes Bodenwasserhaushalts-Modell aufzubauen (Wirsing 2016), war v.a. auch die Möglichkeit, dieses im Rahmen der Kalibrierung des Grundwassermodells verändern

zu können. Da das derzeitige Bodenwasserhaushalts-Modell die Wasserflüsse im Modellgebiet softwarebedingt in drei Teilbereichen und diese wiederum in drei Teilzeiträumen berechnet, benötigen Anpassungen derzeit noch eine nicht unerhebliche Rechenzeit.

In der vorliegenden Modellkalibrierung wurden die Niederschläge im Teilgebiet Nord im sehr regenreichen Zeitraum 10/1967 bis 12/1968 um 14% und im Zeitraum 2/1979 bis 5/1981 um 0 bis 15 % reduziert (vgl. Wirsing 2016), ohne dass die Niederschlagsdaten im Vergleich mit benachbarten Wetterstationen unplausible Werte annahmen.

Abbildung 2-33 zeigt gelb gekennzeichnet für den Bereich des Wasserwerks Hardtwald die erzielten Anpassungen in Phasen, in denen die Grundwasserneubildung zuvor offensichtlich überschätzt worden war und damit zu hohe Grundwasserstände aufgetreten waren.

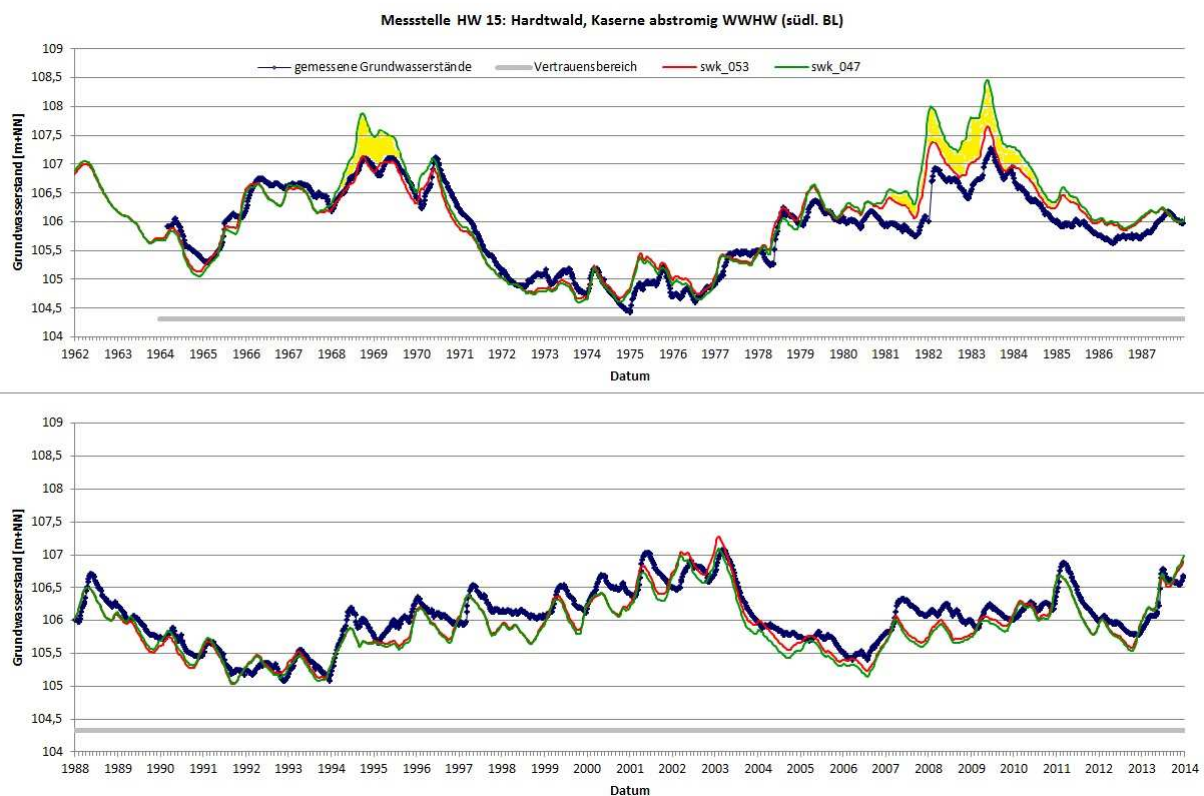


Abbildung 2-33: Anpassung (gelb gekennzeichnet) der modellierten Grundwasserstände (Kalibrierlauf 047 rot → Lauf 053 grün) durch Reduktion der Niederschläge und damit Reduktion der Grundwasserneubildung im Bodenwasserhaushalts-Modell von Wirsing (2016)

2.5.7 Grabensysteme und Gewässer

Im Bereich zwischen Weingartner Moor und Grötzingen Bruch wurden analog zu den Gräben im Rastätter Bruch die Modellknoten als Fließgewässer definiert (vgl. Karte 4a im Anhang), um den Grundwasserstand in den umliegenden Bereichen besser nachbilden zu können. Alternativ hätte über die Einbindung des Gießbachs unter Umständen eine ähnliche Anpassung erfolgen können.

Die stationären Wasserstände von Tiefentalgraben und Rheinniederungskanal, zu denen keine Messdaten vorliegen, wurden gegenüber den Vorgängermodellen um 5 bis 10 cm herabgesetzt, die Sohle des Hirschkanals, zu der ebenfalls keine eingemessenen Querprofile vorliegen, wurde um 30 cm vertieft.

2.5.8 Ausblick

Im Rahmen von Modellfortschreibungen schließen sich häufig Nachkalibrierungen des Modells an. In diesem Zug kann folgende Zusammenstellung Impulse für Veränderungen und Weiterentwicklungen geben:

- Stadtwerke Karlsruhe-eigene Grundwasserentnahmen als 2-3 Tageswerte (analog zu den großen instationären Fließgewässern) einbauen
- Nahbereich um die Wasserwerke feiner diskretisieren (für die Bahnlinienberechnung ohnehin notwendig)
- GWN im Bereich der mittleren und südlichen Niederterrasse in den Jahren 1999 bis 2003 über das Bodenwasserhaushalts-Modell erhöhen, da in diesem Zeitraum die gemessenen Wasserstände großräumig unterschätzt werden
- Einbindung des Gewässers „An der Wässerung“ (vgl. Validierungsmessstelle 0193-259-5)
- Bessere Anpassung im Bereich des Wasserschutzgebiets Durlacher Wald, beginnend mit einer Anpassung des Randzuflusses
- Gießbach nördlich von Grötzingen einbauen (vgl. Modell Karlsruhe) und statt dessen den Grötzingen Bruch und das Weingartner Moor (mit vielen Randbedingungen = Rechenzeit) versuchsweise wieder herausnehmen
- Einpflegung des Hauptsammelkanals von Karlsruhe, um eine Möglichkeit zu haben im Stadtgebiet Einfluss auf die Grundwasserstandsdynamik zu nehmen. Die Quantifizierung von Grundwassereintritten in das städtische Abwassersystem (vgl. Penckwitt et al. 2016) könnte vorab vorgenommen oder beim Tiefbauamt angefragt werden.
- Verwendung von teilweise quadratischen Elementen in der Diskretisierung zur Beschleunigung der Berechnung prüfen (ab FEFLOW Version 7.0)
- Validierung von Leakagefaktoren durch Abflussmessungen

2.6 Ergebnisse und Validierung der Modellanpassung

Als Ergebnis berechnet das Modell für alle Knoten instationäre Zeitreihen der Grundwasserstände. Wasserstands-Zeitreihen an beliebigen Orten im Modellgebiet werden als Interpolationen aus den drei umgebenden Knoten gebildet. Die verwendete Software FEFLOW kann daraus u.a. Fließgeschwindigkeitsvektoren, Grundwasser-Bahnlinien und Wasserbilanzen berechnen.

2.6.1 Modellanpassung an gemessenen Zeitreihen

Die Anpassung des Modells erfolgte in erster Linie mittels eines Vergleichs von gemessenen und berechneten Werten des Grundwasserstands. Um einen ersten Überblick zu bekommen, zeigt Abbildung 2-34 die mittleren Abweichungen zwischen Messung und Modellierung an den verwendeten 221 Kalibrier-Messstellen. Die instationäre Übereinstimmung von Mess- und Modelldaten dieser Messstellen ist in den Grundwasserstands-Zeitreihen im Anhang dargestellt.

Im Folgenden wird die Modellanpassung von Nord nach Süd beschrieben (Verweis auf exemplarische Messstellen im Anhang):

Rheinnahe Messstellen werden im Bereich der DIRICHLET-Randbedingung sehr gut nachgebildet (0130/258-7 | 0254/259 | KW 29 | KW 18 | 0203/210-5 | 0218/210-3). Für den Bereich der CAUCHY-Randbedingung (Uferfiltration durch die MiRO) besteht in den Zeiträumen 1962-1965, 1982-1987 und 1993-2014 ebenfalls eine gute bis sehr gute Passung (0107/209-0 | 0103/209-2 | 0108/209-5). In den Zeiträumen 1966-1977 sind die berechneten Wasserstände lokal deutlich zu hoch, was auf Unstimmigkeiten in den vorhandenen Entnahmedaten der MiRO hinweisen könnte (0100/209-9; vgl. Kimmig 2014).

Im Bereich des **Übergangs von Aue zu Niederterrasse im Norden** des Modellgebiets (zwischen Linkenheim-Hochstetten und Leopoldshafen) bestehen Schwierigkeiten gleichzeitig die annuelle Dynamik sowie den mittleren Wasserstand anzupassen (Messstelle 0179/258-0). Am Fuß der Gestadekante gemessene Wasserstände werden sehr stark auf einem Niveau gehalten, was durch eine starke Anbindung von Rheinniederungskanal und Wettersbach-Entlastung zurückzuführen ist. Erfolgt im Modell eine stärkere Anbindung mit Glättung der Jahresamplituden sinkt dabei jedoch der Wasserstand zu stark ab. Die erfolgte Anpassung erlaubt eine sehr gute Darstellung der mittleren Wasserstände, wobei die jährliche Wasserstands-Schwankung von 30 bis 50 cm ungenügend wiedergegeben wird. Letzteres muss auch der stationären Einbindung der beiden Fließgewässer Rheinniederungskanal und Wettersbach-Entlastung geschuldet werden.

Im **Norden auf der Niederterrasse** (Bereich KIT Campus Nord) werden die Grundwasserstände in Höhe, kurz- und langfristiger Dynamik sehr gut nachgebildet (0257/258-4). Dies gilt auch für den südlicheren Niederterrassebereich rund um das Wasserwerk Hardtwald (HW 40 | HW 44 | HW 8).

Die **Kinzig-Murg-Rinne im nördlichen Modelldrittel** wird durch die Einbindung der Bruchwälder im Bereich des Grötzingner Baggersees und des Weingartner Moors in ihrer Hydrologie sehr gut nachgebildet (0103/309-6 | 0107/309-4 | HW 1).

Das **Karlsruher Stadtgebiet** wird im Westen sehr exakt (0218/259-0 | T126), im Zentrum und im Osten befriedigend nachgebildet. Für das Zentrum und den Osten des Stadtgebiets gelang auch in den Ausgangsmodellen eine nur befriedigende Anpassung (T130 | T407 | T101). Es sollte geprüft werden, ob bei Modellfortschreibungen durch den Einbau des Hauptsammelkanals weitere Verbesserungen erreicht werden können.

Im Bereich des **WSG Kastenwört** liegt im Bereich des Tiefgestades eine sehr gute Anpassung vor (0167/210-0 | KW 23). Im Bereich des Hochgestades besteht diese ebenfalls, wobei im Zeitraum 1999-2004 eine Unterschätzung der Grundwasserstände geschieht, die wegen Ihrer großflächigen Verbreitung auf eine zu geringe Grundwasserneubildung zurückgeführt wird (0176/210-0). Gleiches gilt für den zentralen Bereich des **WSG Mörscher Wald** (MW 61 | MW 28 | MW 60 | 173/260-0). Hier wurde die Anpassung dahingehend vorangetrieben, dass die hydrologisch sehr trockenen Zeiträume in den 60er und 70er Jahren möglichst gut nachgebildet werden.

Die Hydrologie im Bereich des **WSG Durlacher Wald** wird nur befriedigend nachgebildet. Dies betrifft gleichermaßen das Mittel als auch die Dynamik der jährlichen Wasserstände (DW 8 | T515 | T506 | 0125/260-2). Bei Fortschreibung des Modells sollte hier beginnend mit einer Anpassung des Randzuflusses versucht werden eine bessere Anpassung zu erreichen. Die **Kinzig-Murg-Rinne im Bereich des WSG Mörscher Wald** wird in ihrer Hydrologie sehr sauber nachgebildet (MW 6 | 0157/260-8 | 0100/260-9).

Die Grundwasserstände im Umfeld des in der Rheinaue gelegenen **Wasserwerks Rheinwald (WSG-Zone III A)** werden recht gut nachgebildet, wobei die jährliche Dynamik teilweise etwas stärker ausgebildet sein könnte

(RW 5 | RW 81 | RW 35 | 0143/210-0). Der auf der **Niederterrasse gelegene Einzugsbereich des Wasserwerks Rheinwald** wird sehr gut nachgebildet – auch hier werden im Zeitraum 2000-2003 durch eine zu geringe Grundwasserneubildung die Wasserstände etwas unterschätzt (RW 32 | 0148/210-3 | 0102/211-6 | RW 20 | RW 29).

Die Wasserstände im Bereich der **Kinzig-Murg-Rinne im südlichen Modelldrittel** werden sehr plausibel nachgebildet (0104/261-9 | RW 23 | RW 26 | 0166/211-7).

Die **Hydrologie im Umfeld der Murg** weist nach den rheinnahen Standorten die größten hochwasserbürtigen Wasserstands-Schwankungen auf. Diese werden durch das große Einzugsgebiet der Murg im Schwarzwald und in der Folge durch die starke Niederschlagsabhängigkeit hervorgerufen. Durch die instationäre Einbindung der Murgwasserstände und die Verwendung von drei Wasserstandsdaten pro Woche wird eine gute Anpassung in der Grundwasserstandsdynamik erreicht. (0265/210-8 | 0145/211-1 | 0156/211-1 | 0124/211-6 | 0132/211-2)

Im Bereich des **Rastätter Bruchs** (0122/211-7) werden die Grundwasserstände in Lage und Dynamik sauber nachgebildet.

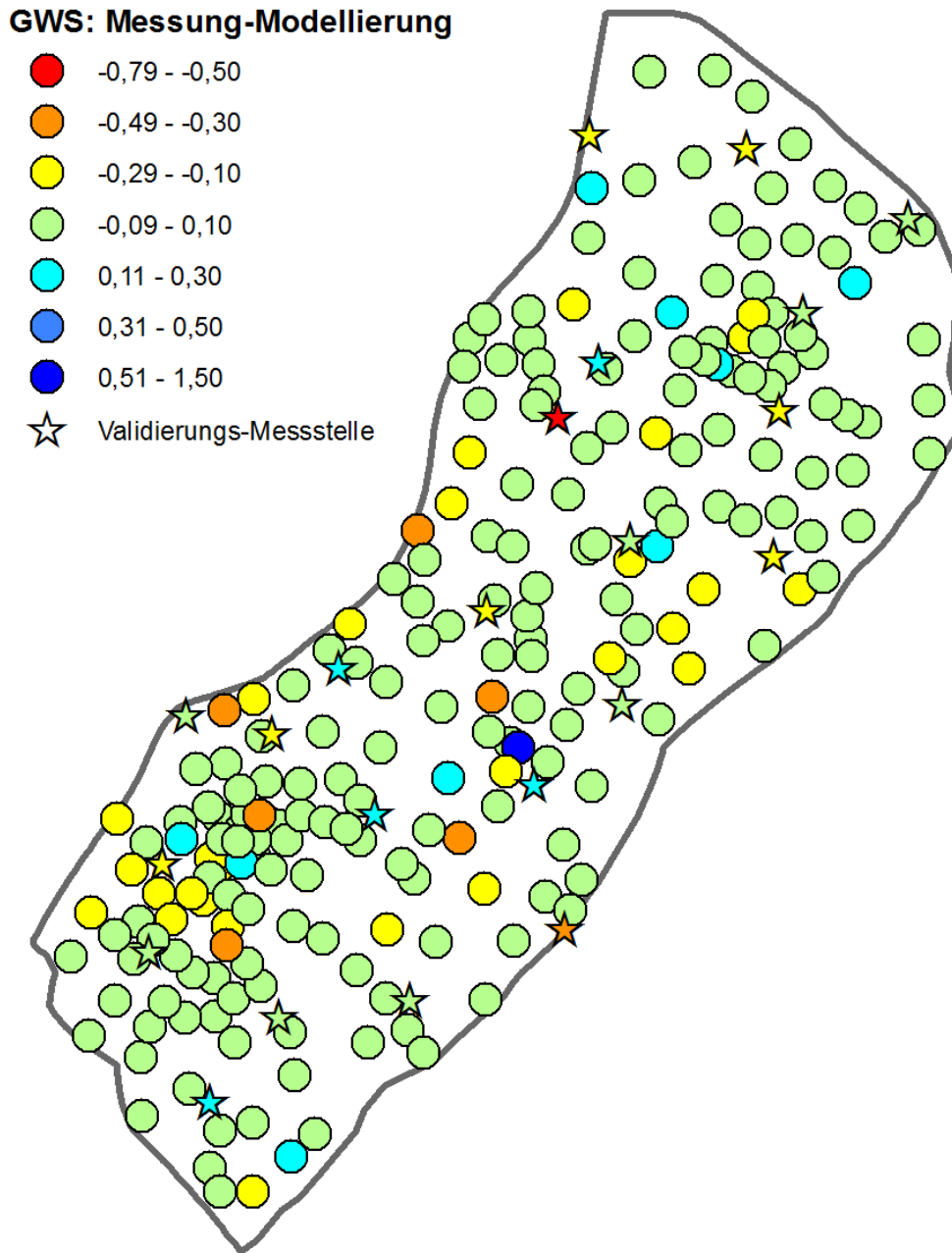


Abbildung 2-34: Differenz zwischen gemessenen und modellierten mittleren Grundwasserständen an 221 zur Kalibrierung verwendeten (Kreise) und 22 zur Validierung verwendeten Messstellen (Sterne). Im Bereich roter Farben liegen die Modellrechnungen im Mittel unter, im Bereich blauer Farben über den gemessenen Werten.

2.6.2 Modellvalidierung an Stichtagsbetrachtungen

Konstruierte Grundwassergleichen liegen über die LUBW (vormals LfU) und die HGK KA-SP (UM BW & MUEEF RLP 2007) für

- niedrige hydrologische Verhältnisse (9. Sep. 1991)
- mittlere hydrologische Verhältnisse (20. Okt. 1986 | 1. Okt. 2003; HGK KA-SP 2007)
- hohe hydrologische Verhältnisse (11. Apr. 1988)

vor. Zwar wurden die für deren Konstruktion herangezogenen Grundwasserstandsdaten plausibilisiert, dennoch können die erstellten Gleichenpläne lokal fehlerbehaftet sein. Fehler könnten kleinräumig im Bereich zwischen KIT Campus Nord und Wasserwerk Hardtwald vorliegen, wo im September 1991 und im Oktober 2003 ein ungewöhnliches und schwer zu erklärendes Grundwassergefälle vorliegt. Weiterhin wird kleinräumig im Bereich von Weingarten ein stark nach Nordosten ausgerichtetes Grundwassergefälle dargestellt, das für die Begrenzung des Modellgebiets (Randstromlinie) maßgeblich war. Das Modell zeigt in diesem Bereich ein stärker nach Westen ausgerichtetes Wasserstandsgefälle, so dass das Modellgebiet im Nordosten möglicherweise eckiger hätte abgeschlossen werden können.

Auf den Karten 12 bis 14 im Anhang sind diese konstruierten Grundwassergleichen den berechneten gegenübergestellt.

Für **niedrige hydrologische Verhältnisse (Sep. 1991)** decken sich die Strömungsbilder im gesamten Modellgebiet. Kleine Unterschiede im Bereich der Niederterrasse zwischen KIT Campus Nord und Wasserwerk Hardtwald wirken von Seiten der konstruierten Linien als nicht plausibel. Am nördlichen und südlichen Modellrand treten auch in den modellierten Grundwassergleichen etwa rechtwinklige Schnitte auf, so dass die Modellgebietsbegrenzung wie vorgesehen auf einer Randstromlinie zu liegen kommt.

Für **mittlere hydrologische Verhältnisse (Okt. 1986)** decken sich die Strömungsbilder im Modellgebiet grundsätzlich. Unterschiede bestehen im Bereich des Rheinhafens, der in den modellierten Daten besser an das Grundwasser angeschlossen ist. Leichte Unterschiede ergeben sich auch im Bereich des WSG Durlacher Wald, für den eine Nachkalibrierung mit Hilfe einer Anpassung des Randzuflusses im Zuge der nächsten Modellfortschreibung angedacht ist. Am nördlichen und südlichen Modellrand treten in den modellierten Gleichen etwa rechtwinklige Schnitte auf, so dass die Modellgebietsbegrenzung wie vorgesehen auf einer Randstromlinie zu liegen kommt.

Für **mittlere hydrologische Verhältnisse (Okt. 2003)** liefert die HGK KA-SP (UM BW & MUEEF RLP 2007) für den nördlichen und mittleren Modellbereich Grundwassergleichen. Unterschiede ergeben sich im Bereich zwischen KIT Campus Nord und Wasserwerk Hardtwald, wobei die konstruierten Gleichen wenig vertrauenswürdig erscheinen. Im Bereich des WSG Durlacher Wald deckt sich das Bild mit den mittleren Strömungsverhältnissen im Oktober 1986. Im Bereich von Ettlingen deuten die konstruierten Grundwassergleichen auf einen höheren Randzufluss aus dem Porengrundwasserleiter des Albtals hin. Der nördliche Modellrand wird von einer Grundwasserbahnlinie gebildet.

Für **hohe hydrologische Verhältnisse (Apr. 1988)** decken sich die Strömungsbilder erneut sehr gut. Unterschiede ergeben sich kleinräumig im Bereich von Weingarten (wie bereits oben erwähnt), im Bereich des WSG Durlacher Wald (analog zum Oktober 1986) und im Bereich von Ettlingen (vgl. Oktober 2003) für den auch bei hohen Grundwasserständen ein größerer Randzustrom aus dem Talaquifer der Alb vorliegen könnte.

Bis auf den Nahbereich um Weingarten schneiden die modellierten Grundwassergleichen den Modellrand rechtwinklig.

2.6.3 Modellvalidierung an gemessenen Zeitreihen

In der instationären Grundwassermodellierung ist es oft üblich, auf die Modellvalidierung zu verzichten. Gerade bei Modellen mit langen Modellzeiträumen kann die Abbildungsgüte des Modells auch über die Anpassung an den Kalibriermessstellen abgelesen werden. Dabei ist es zum einen wichtig, dass unterschiedliche hydrologische Verhältnisse vorliegen und gut abgebildet werden, zum anderen, dass die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen gut wiedergegeben werden. Große, zeitlich inhomogene Grundwasserentnahmen liegen mit dem Wasserwerk Durlacher Wald (Förderreduzierung von 8 auf 2 Mio. m³/a), dem Wasserwerk Mörscher Wald (Entnahmeveränderung von 10 auf zeitweise unter 5 Mio. m³/a), dem Wasserwerk Rheinwald (Inbetriebnahme 1977 mit bis zu 14 Mio. m³/a) vor.

Wird eine Validierung instationärer Modelle durchgeführt, stehen grundsätzliche zwei Vorgehensweisen zur Verfügung:

Bei der ersten Variante wird ein Teilzeitraum jeder Grundwassermessstelle zum Kalibrieren, ein zweiter Teilzeitraum zum Validieren verwendet. Schwierigkeiten bestehen darin, dass oft nicht an allen Kalibriermessstellen Wasserstandsdaten für den gesamten Modellzeitraum vorliegen und dass weiterhin die Messdaten durch unterschiedliche Einmessungen, nicht dokumentierte Pegelumbauten, Pegelverwechslungen u.a. nicht zwingend im gesamten Modellzeitraum vertrauenswürdig sind (vgl. Vertrauensbereiche in den Diagrammen im Anhang).

In der zweiten Variante bleibt eine Auswahl an Grundwassermessstellen bei der Kalibrierung unberücksichtigt und wird für die Validierung reserviert.

Da im vorliegenden Modellgebiet ein sehr dichtes Grundwassermessstellennetz vorhanden ist, kommt zur Modellvalidierung die zweite Variante zum Einsatz, wobei zur Validierung ein Set von 22 Messstellen ausgewählt wurde. Zusätzlich wurden aus den Stichtags-Grundwassergleichenplänen von LUBW und HGK KA-Sp (UM BW & MUEEF RLP 2007) Raster generiert, die an den Orten der Validierungsmessstellen ausgelesen wurden und ergänzend in den Diagrammen im Anhang dargestellt sind. Der Vergleich mit den Stichtagen erlaubt eine vorsichtige (vgl. vorangegangenes Kapitel) Plausibilisierung von Mess- und Modelldaten. Die räumliche Lage und mittlere Modellpassung der Validierungsmessstellen ist Abbildung 2-34 und Karte 11 (im Anhang) zu entnehmen.

Eine sehr gute Abbildungsgüte des Modells zeigen von Nord nach Süd die Validierungs-Messstellen 0120-259-3 (westlich von Staffort), 0135/258-0 (KIT Campus Nord), 0163/258-7 (am Rhein bei Leopoldshafen), HW 28 (westlich Blankenloch), T305 (Neureut Bärenweg West), T417 (Waldstadt), T127 (Karlsruhe ZKM), KW 27 (Forchheim Nord), 0170/260-7 (Rüppurr Aussiedlerhöfe), 0198/210-0 (Neuburgweiher), MW 40 (östlich Durmersheim), 0190/210-4 (Au am Rhein), 0209/210-2 (am Rhein bei Au am Rhein), 0811/210-0 (Stürmlinger See bei Durmersheim), 0220/210-2 (zw. Elchesheim-Illingen und Steinmauern), 0101/261-5 (Sulzbach), 0149/211-0 (Murg bei Steinmauern), 0804/211-0 (Muggensturm), RW 27 alt (gezogen) (zw. Rastatt und Muggensturm) und 0174/211-3 (Rastatt, östl. Ortsrand an Murg).

Eine schlechte Abbildungsgüte des Modells zeigt die Validierungs-Messstelle 0193/259-5 (Knielingen Militär-lager), an der die Grundwasserstände durchweg 0,5 bis 1 Meter unterhalb der modellierten Daten liegen, wobei die konstruierten Stichtagswasserstände der LUBW die Messdaten als plausibel erscheinen lassen.

Nicht ins Modell eingebunden ist der Entwässerungsgraben „Wässerung“, der rund um das Gelände der Kläranlage (Straße „An der Wässerung“) fließt und die dortigen Grundwasserstände offensichtlich stark beeinflusst. Aus eigenen Geländebegehungen im Jahr 2014 und 2015 war die „Wässerung“ immer wasserführend und hatte einen deutlich feststellbaren Abfluss. Im Jahr 2015 wurde die „Wässerung“ im Bereich Kompostplatz bis MiRO ausgekoffert.

Eine nur befriedigende Abbildungsgüte zeigt die Messstelle T526 (westlich Durlach Aue), an der zwar die mittleren Wasserstände einigermaßen dargestellt werden, aber die Schwankungsdynamik unbefriedigend ist. Dies deckt sich jedoch mit den bereits beschriebenen Beobachtungen an nahen Kalibriermessstellen.

2.6.4 Kennzahlen der Anpassungsgüte des Modells

Die beobachteten und modellierten Zeitreihen im Anhang geben einen visuellen Eindruck der Abbildungsgüte des Modells (model fit / modelling efficiency). Scatterplots sowie Korrelationen von beobachteten und modellierten Zeitreihen geben darüber hinaus einen guten und schnellen Überblick, über die Linearität und Steigung der Wertepaare (HILL & TIDEMANN 2007, ANDERSON et al. 2015).

An numerischen Kennzahlen können unter anderem Mittlerer Fehler (ME: mean error), Mittlerer Absoluter Fehler (MAE: mean absolute error), Approximationsdiskrepanzwurzel (RMSE: root mean square error) oder die Modell-Effizienz (NSME: NASH-SUTCLIFFE-Modelling-Efficiency; Nash & Sutcliffe (1970)) angegeben werden (Janssen & Heuberger 1995):

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{n} \quad (2-46)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |P_i - O_i|}{n} \quad (2-47)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}} \quad (2-48)$$

$$NSME = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (2-49)$$

mit P_i als vorhergesagte (predicted) und O_i als beobachtete (observed)

Werte und \bar{O} als deren Mittelwert

ME und MAE haben die Einheit Meter und können daher direkt im Hinblick auf das Modell als mittlere, bzw. mittlere absolute Abweichung von modellierten gegenüber beobachteten Werten interpretiert werden. Die

NSME kann Werte von $-\infty$ bis 1 annehmen. Einer NSME von 1 entspräche eine perfekte Modellanpassung. Für eine NSME von 0 gilt, dass die Modellprognose genauso gut wie das Mittel der beobachteten Werte ist. Für eine negative NSME wäre der beobachtete Mittelwert gegenüber dem Modell der bessere Prediktor.

**Tabelle 2-5: Numerische Kennzahlen zur Abbildungsgüte des Modelles:
Median über alle 221 Kalibrierungs- bzw. 22 Validierungsmessstellen**

	Kalibrierung	Validierung
ME	0,01	0,05
MAE	0,19	0,20
RMSE	0,24	0,25
Korrelationskoeffizient	0,87	0,86
NSME	0,68	0,64

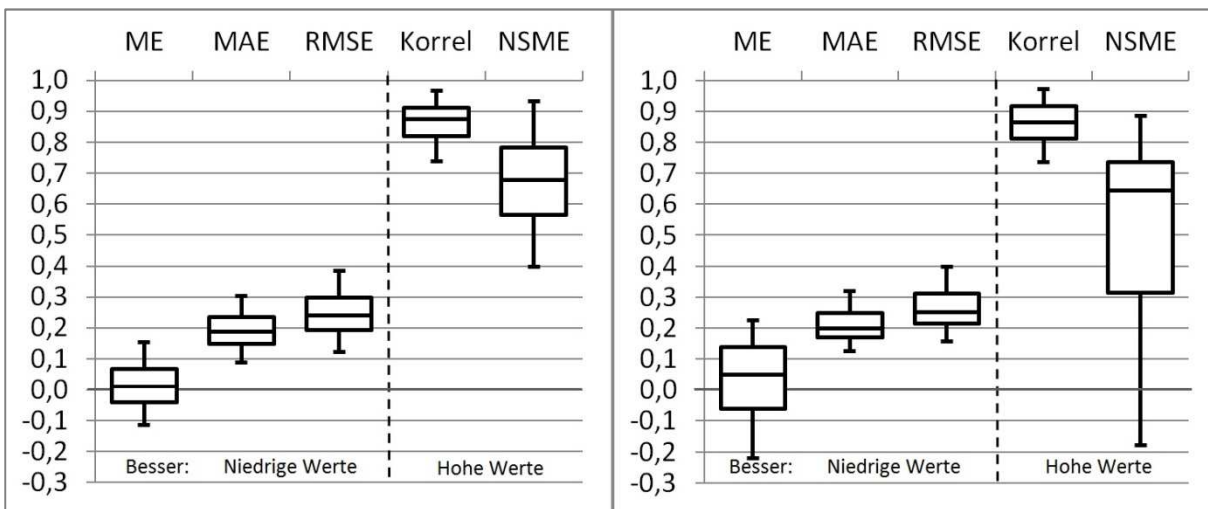


Abbildung 2-35: Boxplots der Kennzahlen für Kalibrierung (n = 221, links) und Validierung (n = 22, rechts)

2.7 Zusammenfassung

Das vorliegende instationäre 2D-Grundwassermodell „Stadtwerke-Karlsruhe-Grundwasserströmungsmodell“ bildet die Hydrologie des Grundwassers im östlichen Oberrheingraben zwischen Linkenheim-Hochstetten und Stutensee im Norden bis Rastatt im Süden auf 440 km² nach. Neben den vier Einzugsgebieten der Karlsruher Wasserwerke sind die Einzugsgebiete zahlreicher kleinerer Wasserwerke enthalten. Das mit FEFLOW 6.2 (DHI-Wasy GmbH) aufgebaute Modell ermöglicht die Berechnung von Wasserständen, Gefälle, Fließrichtung, Isochronen, Bilanzierungen und eingeschränkt auch Stoff- und Wärmetransport im Zeitraum 1962 bis 2013.

Im Vorfeld des Modellaufbaus wurde ein deckungsgleiches Bodenwasserhaushalts-Modell zur Berechnung der Grundwasserneubildung mit SIWA ON ARCVIEW aufgebaut (Wirsing 2016), wodurch eine bessere Modellkalibrierung gewährleistet wurde.

Die 114 014 Knoten weisen mittlere Abstände von 125 Metern auf, die im Bereich von Fließgewässern, Stillgewässern oder Grundwasserentnahmen auf bis 10 Meter verfeinert sind. Das Modell rechnet mit automatischer Zeitschrittweitensteuerung, wobei durch die Vorgabe von Montag-Donnerstag-Samstag-Zeitreihen der instationären Oberflächenwasserstände die automatische Steuerung auf eben diese drei Wochenwerte gezwungen wird.

Der Rhein bildet den westlichen Modellrand und stellt auf weiten Strecken eine DIRICHLET-Randbedingung dar. Im Bereich starker Uferfiltration wird eine CAUCHY-Randbedingung vorgegeben. Der nördliche und südliche Modellrand wurde entlang von Stromlinien bei mittleren hydrologischen Verhältnissen gewählt und als undurchlässig angenommen.

Am östlichen Modellrand ist das Grundwassergefälle entlang „hydrologischer Dreiecke“ (vgl. Deinlein & Hofmann 2002) bekannt. Die Vorgabe dieses Gefälles (NEUMANN-Randbedingung) erfolgt über die Vorgabe eines Randzuflusses, der auf Grundlage von Messstellen- und Modelldaten unter Anwendung des DARCY-Gesetzes quantifiziert wurde. Weitere Wasserzu- und -abflüsse erfolgen über die Grundwasserneubildung aus Niederschlag sowie den Austausch über Fließgewässer, die über CAUCHY-Randbedingungen ins Modell eingebunden sind. Die Wasserstände der größten 15 Fließgewässer sind im Modell instationär vorgegeben. Die Wasserstände zahlreicher kleinerer Bäche, Entwässerungsgräben und Bruchwälder sind stationär ins Modell eingebunden. Wasserabflüsse aus dem Modell geschehen weiter über 336 Grundwasserentnahmen und 164 Wasserhaltungen, wobei versucht wurde, alle Grundwasserentnahmen größer $10\,000\text{ m}^3/\text{a}$ und alle Grundwasserhaltungen von größer $100\,000\text{ m}^3/\text{a}$ zu erfassen.

Die Kalibrierung des instationären Modells erfolgte an 221 Grundwassermessstellen, für die lange Zeitreihen aus i.d.R. montäglichen Grundwasserstandsdaten vorliegen. Kalibriert wurde durch Anpassung von k_f -Werten, speicherwirksamem Hohlraumanteil, Leakage-Faktoren, Grundwasserneubildung aus Niederschlag, Einbindung fehlender Oberflächengewässer und zeitlich feinere Diskretisierung. Die Validierung erfolgte an 22 nicht in der Kalibrierung verwendeten Messstellen.

Im gesamten Modellgebiet konnte eine solide Anpassung von Grundwasserständen und Grundwasserstandsdynamik für niedrige, mittlere und hohe hydrologische Verhältnisse erreicht werden. Lokale Einschränkungen, für die die Kalibrierung auf eine Anpassung mittlerer Grundwasserstände erfolgte und die jährliche Dynamik nicht passgenau nachgebildet werden konnte, stellen der Bereich des Übergangs von Rheinaue zu Niederterrasse (zwischen Linkenheim-Hochstetten und Leopoldshafen), im zentralen und östlichen Innenstadtbereich Karlsruhes und im östlichen Nahbereich des Wasserwerks Durlacher Wald dar. Im Rahmen der Validierung wurde ersichtlich, dass lokal rund um die Karlsruher Kläranlage in Knielingen 0,5 bis 1 m zu hohe Wasserstände berechnet werden, die durch die fehlende Einbindung der „Wässerung“ verursacht werden. Eine Verbesserung der Abbildungsgüte in genannten Bereichen wird im Zug der nächsten Modellfortschreibung erfolgen.

Durch die räumliche Erweiterung der bestehenden Grundwassermodelle liegen erstmals die Wirkräume der Grundwasserabsenkungen durch die Karlsruher Wasserwerke innerhalb eines Modellgebiets. Hierdurch lassen sich die hydraulischen Auswirkungen von Grundwasser-Entnahmen wasserwerks- und schutzgebietsübergreifend quantifizieren.

Das Modell wird künftig ein zentrales Prognosewerkzeug bei der

- Ausweisung von Wasserschutzgebieten,
- Berechnung von Szenarien und Wasserbudgetierungen in Wasserrechtsverfahren,
- Ermittlung von Grundwasser-Bahnlinien und Schadstoffbahnen im Risikomanagement und beim
- Aufbau eines ökologischen Steuerungskonzepts für die Karlsruher Wasserversorgung

darstellen.

3 Exkurs: Integration der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion in die hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung

Reproduced from:

*Wirsing T, Neukum C, Goldscheider N, Maier M (2015)
Integration der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion
in die hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung. Grundwasser 20: 97-106
DOI 10.1007/s00767-014-0273-5*

Integration of soil science functions in the hydrogeological assessment of vulnerability

Abstract Vulnerability maps are standard tools for the assessment of groundwater sensitivity to contamination. Due to their increased establishment in technical guidelines vulnerability maps became state-of-the-art in resource management. However, own approaches are developed by hydrogeologists and soil scientists which represent the understanding of processes from their specific disciplines very well but have limitations in considering processes of the other discipline. The soil specific database for vulnerability assessment was strongly improved by soil scientists in the past years concerning quality, spatial extension and availability. Hence, it is time to integrate this database into hydrogeological concepts. This work presents a vulnerability mapping approach that considers a new soil database that is available since 2014 for entire Baden-Württemberg at scale 1 : 50 000 adapting the well-established GLA and PI Method. Due to the newly developed classification scheme for the protective function a more balanced and meaningful classification is achieved. This leads to a distinct image of the study area and a better interpretability.

3.1 Zusammenfassung

Vulnerabilitätskarten sind Standardwerkzeuge zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. Durch die zunehmende Etablierung in praxisrelevanten Regelwerken wurden sie in den letzten Jahren zum Stand der Technik im Ressourcenmanagement. Dabei wurden von Seiten der Hydrogeologie und Bodenkunde jeweils eigenständige Verfahren entwickelt, die das Prozessverständnis des eigenen Fachgebiets sehr gut, dasjenige der Nachbardisziplin aber nicht ausreichend berücksichtigen. Da sich von Seiten der Bodenkunde die Datengrundlage zur Bewertung der Schutzfunktion des Bodens in den letzten Jahren hinsichtlich Qualität, Flächenabdeckung und Verfügbarkeit stark verbessert hat, ist es an der Zeit, diesen Datensatz in etablierte hydrogeologische Konzepte zu integrieren. Für Baden-Württemberg wird exemplarisch ein Ansatz vorgestellt, der die bis Ende 2014 flächenhaft im Maßstab 1 : 50 000 vorliegende Bewertung der Filter- und Pufferfunktion der Böden in die hydrogeologische GLA- und PI-Methode integriert. Durch die neu erstellte Klasseneinteilung in der Gesamtschutzfunktion resultiert eine gleichmäßigere und aussagekräftigere Klassifizierung. Diese führt zu einer differenzierteren Wiedergabe der standörtlichen Verhältnisse und damit zu einer besseren Interpretierbarkeit der Schutzfunktion.

3.2 Einleitung

Seit Ende der 60er Jahre werden im Rahmen des Ressourcen- und Risikomanagements in der Trinkwassergewinnung immer wieder Verfahren konzipiert und weiterentwickelt, um die Verschmutzungsempfindlichkeit bzw. Vulnerabilität des Grundwassers zu bewerten. Verstärkt eingesetzt werden diese

- seit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rats vom 23. Oktober 2000), in der eine Gefährdungsbeurteilung der Grundwasservorkommen gefordert wird,
- seit die World Health Organization mit der Umsetzung des Water-Safety-Plans die Einführung eines prozessorientierten Risikomanagements in der Trinkwasserversorgung fordert (WHO 2006) und
- seit anerkannte Branchenverbände diese Forderungen in landesspezifische Regelwerke aufnehmen (so z. B. der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfachs im Rahmen des Technischen Sicherheitsmanagements mit dem Hinweis W 1001 „Sicherheit in der Trinkwasserversorgung – Risikomanagement im Normalbetrieb“ (DVGW 2008)).

Vulnerabilitätsbewertungen werden aber auch für die landwirtschaftliche Zusatzberatung, die Optimierung von Grundwassermessnetzen und die Gefährdungsabschätzung bei Planung umweltrelevanter Anlagen in der Umweltverträglichkeitsprüfung eingesetzt (Magiera 2000).

Unterschieden wird zwischen der in diesem Beitrag behandelten intrinsischen, also stoffunabhängigen Vulnerabilität, die eine inhärente Bewertung des dem Grundwasser überlagernden Untergrunds liefert, und der spezifischen Vulnerabilität, die sich auf einen bestimmten Schadstoff bzw. eine bestimmte Schadstoffgruppe bezieht.

Tabelle 3-1: Berücksichtigte Kenngrößen in bodenkundlichen und hydrogeologischen Methoden der Vulnerabilitätsbewertung (grün: gute, rot: zu verbessernde Berücksichtigung der Kenngröße)

Methode Feld	Bodenkunde Filter- & Pufferfkt.	Hydrogeologie GLA-Methode	Hydrogeologie PI-Methode	Integrativer Ansatz Kombination
Bodenparameter	Humusgehalt, Tonengehalt, pH-Wert, Lagerungsdichte, Skelettgehalt, Hydromorphie	nFKWe (aus Bodenart), Humusgehalt (begrenzt)	nFKWe (aus Bodenart), Humusgehalt (begrenzt)	Humusgehalt, Tonengehalt, pH-Wert, Lagerungsdichte, Skelettgehalt, Hydromorphie
Differenzierung der ungesättigten Zone	Bodenaufbau bis 1 m	Topsoil: Durchwurzelungszone Subsoil: Unterlagernde ungesättigte Zone	Topsoil: Durchwurzelungszone Subsoil: Unterlagernde ungesättigte Zone	Topsoil: Bodenaufbau bis 1 m Subsoil: Unterlagernde ungesättigte Zone
Grundwasserneubildung	nicht berücksichtigt	zentrale Eingangsgröße	zentrale Eingangsgröße	zentrale Eingangsgröße
Infiltrationsbedingungen	nicht berücksichtigt	nicht berücksichtigt	können für Karstlandschaften berücksichtigt werden	können für Karstlandschaften berücksichtigt werden

Mit der in Tabelle 3-1 dargestellten Integration der bodenkundlichen Bewertung des obersten Meters der ungesättigten Zone in die hydrogeologische GLA- und PI-Methode lassen sich die Vorteile der jeweiligen Methoden vereinen. Die flächenhaft vorliegenden Bodeninformationen werden dabei berücksichtigt. Die detaillierte Vorgehensweise bei der Bewertung der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion sowie bei der hydrogeologischen Vulnerabilitätsbewertung ist den nachfolgenden Ausführungen zum Integrativen Bewertungsansatz zu entnehmen.

3.3 Stand der Wissenschaft

Auf Seiten der Hydrogeologie liegen zahlreiche Bewertungsverfahren vor, die von Magiera (2000) und Zwahlen (2003) zusammengestellt wurden. Am häufigsten wird in Deutschland die GLA-Methode (Höiting et al. 1995) angewandt, die auch bei den geologischen Landesämtern als Standardverfahren eingesetzt wird. Darauf aufbauend wurde die PI-Methode von Goldscheider et al. (2000) in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und dem Landesamt für Geologie und Rohstoffe Baden-Württemberg (LGRB) entwickelt. Dabei wird die Bewertung des *P-Faktors* (*P: Protective Cover*) grundlegend aus der GLA-Methode übernommen. Durch die Einführung des *I-Faktors* (*I: Infiltration conditions*) ist die Methode insbesondere auch für den Einsatz in verkarsteten Gebieten geeignet (Goldscheider 2005). Beim Versuch der Validierung unterschiedlicher Vulnerabilitätsbewertungsverfahren mittels numerischer Simulation zeigt die GLA- und die PI-Methode gegenüber anderen Verfahren (DRASTIC, EPIK) die besten Übereinstimmungen (Neukum 2006; Neukum et al. 2008). Dies wird darauf zurückgeführt, dass die Güte der Vulnerabilitätsbewertung maßgeblich von der Berücksichtigung mehrerer hydrogeologisch relevanter Schichten in der ungesättigten Zone abhängt (Neukum 2013).

Auf Seiten der Bodenkunde wurden von den Landesämtern eigenständige Verfahren zur Bewertung der Schutzfunktion des Bodens entwickelt. Seit dem Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) im Jahr 1999 sind die darin aufgeführten Bodenfunktionen bei umweltrelevanten Planungen zu bewerten.

Für Baden-Württemberg liegt bis Ende 2014 für die „Bodenfunktion als Filter und Puffer für Schadstoffe“ (UM BW 1995; LUBW 2010) ein flächendeckender Datensatz innerhalb der Bodenkundlichen Karte 1 : 50 000 (BK50) vor. Die Daten werden den unteren Verwaltungsbehörden in Baden-Württemberg über das WIBAS (Informationssystem Wasser, Immissionsschutz, Boden, Abfall, Arbeitsschutz) im Landesintranet zur Verfügung gestellt.

Bislang wurden keine Versuche unternommen hydrogeologische und bodenkundliche Bewertungsmethoden in ein gemeinsames Verfahren zu überführen. Während im Jahr 1995, zur Zeit der Publikation der GLA-Methode, in Baden-Württemberg gerade die landesweite Bodenübersichtskarte 1 : 200 000 (BÜK200) fertig gestellt wurde (Fleck & Fritz 2010), liegt bis Ende 2014 mit der digitalen, blattschnittfreien BK50 mit zahlreichen Bodenkennwerten und -funktionen und landesweiter Generallegende fast flächendeckend ein wesentlich umfangreicherer und höher aufgelöster Datensatz vor. Eine Integration dieser Daten in das hydrogeologische Standardverfahren zur Vulnerabilitätsbewertung ist erforderlich. Diesem Nachholbedarf werden sich auch die staatlich geologischen Dienste im Zuge der „Integrierten geowissenschaftlichen Landesaufnahme“ (GeLa) in Zukunft stellen müssen (Fleck & Fritz 2010).

Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind daher

- die Stärken und Schwächen der angewandten hydrogeologischen und bodenkundlichen Methoden darzustellen,
- ein Verfahren vorzustellen, wie am Beispiel Baden-Württembergs vorliegende bodenkundliche Methoden und Datensätze bei reduziertem Arbeitsaufwand in den Ansatz der PI-Methode integriert werden können,
- GLA- und PI-Methode hinsichtlich der aufgeführten Bodenarten auf den Stand der aktuellen bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) zu bringen,
- auf dieser Grundlage eine verbesserte Klassifizierung für die Gesamtbewertung vorzuschlagen und
- den neuen Integrativen Bewertungsansatz mit veränderter Gesamtbewertung an einem Fallbeispiel vorzustellen.

3.4 Stärken und Schwächen der existierenden Bewertungsmethoden

Die Vorteile des bodenkundlichen Verfahrens der LUBW (2010) liegen in der Einbeziehung mehrerer relevanter bodenkundlicher Kennwerte (s. Tabelle 3-1). Diese können auch im Rahmen eigener bodenkundlicher Kartierungen im Feld angesprochen werden. Im Maßstab 1 : 50 000 liegt der Datensatz der Filter- und Pufferfunktion in Kürze flächendeckend vor. Der Bodenaufbau wird differenziert bewertet, jedoch nur bis zu einer Tiefe von einem Meter, was ein entscheidendes Defizit in der Bewertung darstellt. Ein weiterer Mangel ist die fehlende Einbeziehung der Grundwasserneubildung, welche gemeinsam mit der nutzbaren Feldkapazität (nFK) die Verweilzeit des Sickerwassers und damit die Abbau- und Adsorptionsprozesse im Boden maßgeblich beeinflusst.

Die Vorteile der GLA- und PI-Methode bei der Bewertung der Grundwasserschutzfunktion liegen in der Berücksichtigung der gesamten ungesättigten Zone, der Grundwasserneubildung als zentrale Eingangsgröße und der Infiltrationsbedingungen (nur PI-Methode), die in Karstsystemen die Verletzlichkeit stark erhöhen können, z.B. durch Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet einer Bachschwinde. Wichtige bodenkundliche Pa-

parameter werden mit der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) sowie dem Humusgehalt zwar berücksichtigt, die Güte der über die BK50 digital vorliegenden Informationen wird dabei aber nicht erreicht.

3.5 Integrativer Bewertungsansatz

Der Boden (Topsoil) ist für den Schadstoffrückhalt und -abbau von besonderer Bedeutung. Durch mikro- und makrobiologische Aktivitäten sowie durch die funktionalen Oberflächen und Austauschplätze an sekundär gebildeten Tonmineralen, angereicherter Organik und pedogenen Oxiden findet im Boden der Hauptanteil der Abbau- und Adsorptionsprozesse statt (Appelo & Postma 2005; Blume et al. 2010). Besonders leistungsfähige Filter und Puffer sind daher Böden mit hohen pH-Werten und hohen Humus- und Tongehalten (LUBW 2010). Auf diesen Kennwerten basiert die Bewertungsmatrix in Tabelle 3-2, aus der die Leistungsfähigkeit der Böden als Filter & Puffer abgeleitet werden kann.

Tabelle 3-2: Bewertungsklassen als Filter und Puffer auf Basis der Bodenkartierung von 0 (versiegelt; keine Leistungsfähigkeit) bis 4 (hohe Leistungsfähigkeit) (LUBW 2011)

Humusmenge (kg/m ²)	Tonm. (kg/m ²)	pH-max			
		< 4.2	4.2-< 5	5-< 7	≥ 7
versiegelte Flächen		0			
13	< 100	1	1	1	1-2
	100-300	1	1	1-2	2-3
	> 300	1	2	2	3
13-25	< 100	1	1	1	2
	100-300	1	1	2	3
	> 300	1	2	3	4
> 25	< 100	1	1	1-2	2-3
	100-300	1	1-2	2	3
	> 300	1	2	3	4

Tabelle 3-3: Bewertung der Schutzfunktion des Topsoils mittels nutzbarer Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) in GLA- und PI-Methode und mittels neu einbezogener Filter- und Pufferfunktion im Integrativen Ansatz

GLA- und PI-Methode		Integrativer Ansatz	
nFKWe [mm]	Punkte	FiPu-Funktion	Punkte
		4 sehr hoch	750
>250	750	3.5 hoch-s. hoch	550
>200-250	500	3 hoch	350
> 140-200	250	2.5 mittel-hoch	200
> 90-140	125	2 mittel	100
> 50-90	50	1.5 gering-mittel	50
0-50 (GLA)	10	1 gering	25
0-50 (PI)	0	0 n. vorhanden	0

Vor diesem Hintergrund wird in Tabelle 3-3 die in der Vergangenheit verwendete Kenngröße *nFKWe* (GLA- und PI-Methode), die stellvertretend für den *P-Faktor* steht, durch die fundierter berechnete Filter- und Pufferfunktionsbewertung ersetzt, wobei die 750 Punkte auf acht Klassen aufgeteilt werden. Damit wird das Punkteverfahren im Integrativen Ansatz grundsätzlich beibehalten.

In Punkte- und Matrixverfahren werden empirisch Parameter ausgewählt, von denen ein maßgeblicher Einfluss auf die Schadstoffverlagerung angenommen wird. Diese werden klassifiziert und über Bewertungssysteme mit einander verrechnet. Für jede Bodeneinheitsfläche ergibt sich eine Punktzahl, die einer Schutzfunktionsklasse zugeordnet werden kann. Neben einem sinnvollen Bewertungssystem stellt dabei die Klassifizierung der Schutzfunktion die größte Herausforderung dar. Diese kann ausschließlich empirisch erfolgen. (Maggiera 2000)

Der Aufbau der in Abbildung 1 dargestellten Grundwasserüberdeckung (P: Protective cover) aus bis zu vier Schichten Wurzelraum (= Topsoil, 1), tiefere Bodenzone (= Subsoil, 2), nicht verkarsteter Untergrund (3) und verkarsteter Untergrund (4) wird beibehalten, wobei der Topsoil über die Filter- & Pufferfunktion bewertet wird.

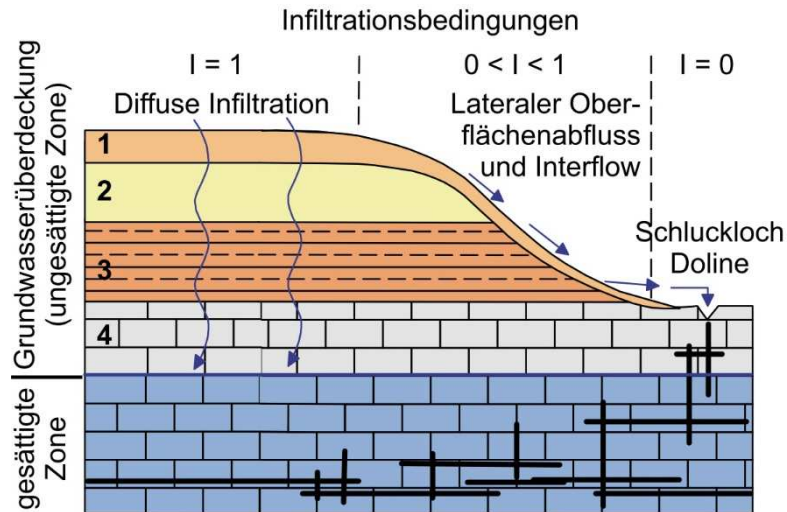


Abbildung 3-1: Der P-Faktor bewertet die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, gebildet aus bis zu vier Schichten der ungesättigten Zone: 1: Wurzelraum, 2: tiefere Bodenzone, 3: nicht verkarsteter Untergrund, 4: verkarsteter Untergrund. Der I-Faktor beschreibt den Grad des Umfließens der Grundwasserüberdeckung. (Goldscheider 2005)

Jeder der vier Schichten der ungesättigten Zone wird in Abhängigkeit der Mächtigkeit (M) der in Tabelle 3-4 aufgeschlüsselte Punktwert zugewiesen, wobei auch komplex aufgebaute Schichten bewertet werden können. Bezüglich des Subsoils werden die in GLA- und PI-Methode verwendeten Bodenarten in die aktuelle Nomenklatur der KA5 übersetzt. Die Bewertung der tieferen ungesättigten Zone (*Subsoil*), des Gesteins (*Lithology*) sowie der *Klüftigkeit* bzw. Verkarstung (*Fracturing*) wird unverändert übernommen. Die Ermittlung des *P-Faktors* erfolgt entsprechend der Vorgaben in Tabelle 3-4. Die aufgeführten und mit Punkten bewerteten Kenngrößen werden über die „Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“ [Formel (3-1)] miteinander verrechnet. Hinzu kommt ein Faktor, der sich aus der Höhe der Grundwasserneubildung (R : *Recharge*) ergibt. Im Falle von Artesern erfolgt ein Punktezuschlag.

Tabelle 3-4: Bestimmung des P-Faktors im Integrativen Ansatz. Integration der Filter- & Pufferfunktion (LUBW 2011) in die GLA- und PI-Methode (Höiting et al. 1995, Goldscheider et al. 2000), aktualisiert auf die Systematik der KA5 und mit neuer Klassifizierung für die Bewertung der Schutzfunktion. (G stellvertretend für G, Gr, O, X mit Angabe der Bodenartenhauptgruppe)

T - Topsoil (effektiver Wurzelraum)

Filter- und Pufferfunktion	T
4 – sehr hoch	750
3.5 – hoch bis sehr hoch	550
3 – hoch	350
2.5 – mittel bis hoch	200
2 – mittel	100
1.5 – gering bis mittel	50
1 – gering	25
0 – kein	0

R - Recharge (GWNB)

Recharge [mm/a]	R
0 bis 100	1.75
> 100 bis 200	1.5
> 200 bis 300	1.25
> 300 bis 400	1
> 400	0.75

A - Artesian pressure

(Artesische Verhältnisse)	A
	1500

S - Subsoil (ungesättigte Zone)

Bodenart nach KA5	S
Tt	500
Tu2, Tl	400
Ts2	350
Tu3	320
Lt3	300
Tu4, Ts3	270
Lt2, Lts, Ut4	240
Lu	220
Ls2, Ut3, Ts4	200
Ls3, Ut2	180
Uls, Uu, Ls4	160
Slu, St3	140
Us, Sl4	120
Su4, Sl3	90

Bodenart nach KA5 / Grobbodenanteil	S
Su3, St2, G5 t	75
Sl2, G5 u, G5 l	60
Su2, Su2 G3-4	50
Ss (fS, mS, gS)	25
Ss G3-4, G5 s	10
G6, Gr6, O6, X6	5
H - Torf	400
F - Mudde	300
OS - bei erhöhtem Gehalt an org. Substanz	
(n. bei Torf & Mudde) Zuschlag von:	
h6	100
h5	75
h4	50
h3	25

L - Lithology (Gestein)

Gestein	L
Tonstein, Tonschiefer, Mergelstein, Schluffstein	20
Sandstein, Quarzit, vulkanisches Festgestein, Plutonite, Metamorphite	15
poröser Sandstein, poröse Vulkanite (z.B. verfestigter Tuff)	10
Konglomerat, Brekzie, Kalkstein, Kalktuff, Dolomit, Gips	5

F - Fracturing (Klüftigkeit)

Struktur	F	
ungeklüftet	25	
wenig geklüftet	4	
mittel geklüftet	wenig verkarstet	1
	mittel verkarstet	0.5
stark geklüftet, zerrüttet	stark verkarstet	0.3
nicht bekannt		1

M - Mächtigkeit der einzelnen Boden- und Sedimentschichten [m]

B - Bedrock (Gesteinsuntergrund): $B = L * F$

P_{TS} - Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung:

$$P_{TS} = \left[T + \left(\sum_{i=1}^m S_i \cdot M_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot M_j \right) \right] \cdot R + A \quad (3-1)$$

3.6 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung beschreibt die Ableitung der Gesamtschutzfunktion aus der berechneten Punktezahl (P_{TS}) sowie die darauf aufbauende Bewertung der Vulnerabilität des Grundwassers.

Da bei der Klasseneinteilung der Gesamtschutzfunktion die logarithmische Bewertungsspanne der ursprünglichen PI-Methode in der Regel bei Weitem nicht ausgenutzt wird und da bereits oberhalb von 2000 Punkten durch die Verweilzeit des Sickerwasser von mehreren Jahren eine sehr hohe Schutzwirkung vorhanden ist, werden in Anlehnung an die Korngrößenklassifizierung nach DIN 14688-1 (2011) halbe Stufen des dekadischen Logarithmus verwendet. Die gewählte Einteilung hat den Vorteil, dass die Klassenabstände auf einer 10er-log-Skala gleich sind. Gleichzeitig kann die in der PI-Methode mit 0 bis 10 Punkten sehr eng bemessene Klasse „sehr geringe Schutzfunktion“ auf 0 bis 63 Punkte vergrößert werden. Neukum et al. (2006) konnten zeigen, dass gerade die Klasseneinteilung eine sehr wichtige Rolle in der Endbewertung spielt. Tabelle 3-5 zeigt die gewählten Klassen mit Größenordnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone.

Bei der Berechnung der Intrinsischen Vulnerabilität (π) wird die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung um den *I-Faktor*, der den Grad des Umfließens der Grundwasserüberdeckung beschreibt, vermindert. Die *I-Faktoren* liegen zwischen 1 (Versickerung erfolgt vollständig als Matrixfluss; gut durchlässige Böden bei geringer Hangneigung) und 0 (Niederschlag gelangt z.B. durch eine Doline im Karst vollständig ungefiltert ins Grundwasser). Die Intrinsische Vulnerabilität (π) ergibt sich aus der Beziehung

$$\pi = P \cdot I \tag{3-2}$$

mit P aus Tabelle 3-5
I aus Tabelle 3-6

Sie umfasst eine Spanne von 0 bis 5. Hohe Werte sind mit einer hohen Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung (Boden und tiefere ungesättigte Zone) bzw. mit einer geringen Vulnerabilität des Grundwassers gleichzusetzen (Tabelle 3-6). Niedrigere Werte zeigen eine geringe Schutzfunktion bzw. hohe Vulnerabilität.

Eine bislang unberücksichtigte Kenngröße ist die Amplitude der Grundwasserspiegelschwankung, die im Umfeld größerer Fließgewässer (und in Karstaquiferen) beträchtliche Ausmaße annehmen kann. Hierdurch schwankt einerseits die Mächtigkeit der schützenden Grundwasserüberdeckung, andererseits können Schadstoffe mit der wechselweisen Aufsättigung und dem Leerlaufen der ungesättigten Zone beschleunigt ins Grundwasser gelangen.

Tabelle 3-5: Vorschlag einer neuen Klasseneinteilung der Gesamtschutzfunktion im Integrativen Ansatz auf einer halbstufigen dekadisch-logarithmischen Skala

Punktezahl P_{TS}	P-Faktor	Gesamtschutzfunktion	Größenordnung der Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone
0 bis 63	1	sehr gering	wenige Tage bis Wochen
> 63 bis 200	2	gering	wenige Wochen bis Monate
> 200 bis 630	3	mittel	wenige Monate bis etwa ein Jahr
> 630 bis 2000	4	hoch	etwa ein Jahr bis wenige Jahre
> 2000	5	sehr hoch	mehrere Jahre

Tabelle 3-6: Kartenlegende zu Vulnerabilität, P- und I-Faktor

Vulnerabilitätskarte Vulnerabilität des Grundwassers		P-Karte Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung		I-Karte Grad des Umfließens der Grundwasserüberdeckung	
Beschreibung	π -Faktor	Beschreibung	P-Faktor	Beschreibung	I-Faktor
extrem	0 bis 1	sehr gering	1	sehr hoch	0 - 0.2
hoch	> 1 bis 2	gering	2	hoch	0.4
mittel	> 2 bis 3	mittel	3	mittel	0.6
gering	> 3 bis 4	hoch	4	gering	0.8
sehr gering	> 4 bis 5	sehr hoch	5	sehr gering	1.0

3.7 Fallbeispiel Einzugsgebiet Wasserwerk Mörscher Wald

Das südlich von Karlsruhe gelegene Wasserschutzgebiet (WSG) Mörscher Wald liegt im Oberrheingraben, einer geologisch jungen aktiven Störungszone, deren Entstehung im Neogen (früher Alttertiär) mit einer Aufdomung des Gebiets mit Zentrum im südlichen Oberrheingraben (Kaiserstuhl) begann. Zeitgleich mit dem Beginn des Einsinkens der Bruchschollen im Eozän begann auch die Auffüllung des Grabens mit Süß- und Brackwassersedimenten (Schwarz 2005). Der Hauptteil des Schutzgebiets kann der Grabenscholle zugeschrieben werden. Innerhalb dieser erfolgt die Grundwassergewinnung im etwa 50 m mächtigen, aus Kiesen und Sanden aufgebauten Oberen Grundwasserleiter. Parallel zum im Osten angrenzenden Schwarzwald trennt eine Hauptverwerfungslinie den äußersten Kilometer des Schutzgebiets in die Vorbergzone ab. Im Bereich des WSG sind hier nur noch teilweise Rheinschotter verbreitet, vermehrt steht Pliozän, Miozän und Oligozän (UM BW & MUEEF RLP 2007) unter lokal vorhandenen holozänen Löss- und Lösslehmauflagen an. Somit endet dort der Porengrundwasserleiter.

Naturräumlich und bodenkundlich wird der nordwestliche Teil des Schutzgebiets durch die bewaldete Niederterrasse, mit homogenen, sandig-kiesigen, stark versauerten (Bänder-)Braunerden und Flurabständen von 5 bis 8 Metern aufgebaut (Abbildung 3-2, Profil 1 & P2). Nach Südosten schließt die landwirtschaftlich genutzte Kinzig-Murg-Rinne an. Schotterplattenreste werden von Rinnensystemen umgeben, die sehr heterogene Substrate (schluffig, tonig, sandig, anmoorig) aufweisen. Die Flurabstände betragen nur noch 0 bis 3 Meter (Abbildung 3-2, P3-5). Im Bereich der Vorbergzone steigt das Gelände stärker als die Flurabstände an. Die ungesättigte Zone wird von Löss- und Lösslehmdecken sowie lokal von Buntsandsteinhangschutt aufgebaut (Abbildung 3-2, P7).

Abbildung 3-3 stellt für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Mörscher Wald die Filter- und Pufferfunktion des Bodens der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung von PI-Methode und Integrativem Ansatz gegenüber. Da sich die GLA-Methode im betrachteten Porengrundwasserleiter nur hinsichtlich der Klasseneinteilung unterscheidet, wurde auf die Darstellung verzichtet. Die Filter- und Pufferfunktion weist die größte Bandbreite berechneter Klassen auf. Die geringere Bandbreite berechneter Vulnerabilitätsklassen von PI-Methode und Integrativem Ansatz ist dem geologisch recht einheitlich aufgebauten Untersuchungsgebiet geschuldet.

Da im Untersuchungsgebiet Flächen mit geringer Funktionserfüllung meist aber über große Flurabstände verfügen, fällt deren Bewertung in PI-Methode und Integrativem Ansatz günstiger aus. Böden mit sehr hoher Eignung als Filter und Puffer hingegen liegen in der Kinzig-Murg-Rinne und verfügen meist über sehr geringe Flurabstände, weshalb sie in PI-Methode und Integrativem Ansatz abgewertet werden.

Durch die Einbeziehung der Filter- und Pufferfunktion in den Integrativen Ansatz unterscheidet sich dieser in einigen Bereichen von der PI-Methode: Bereiche der Kinzig-Murg-Rinne sowie der Vorbergzone werden durch die hohe Leistungsfähigkeit der Böden als Filter und Puffer eine Klasse aufgewertet, Bereiche der Kinzig-Murg-Rinne mit sauren pH-Werten und sandig-kiesigem Substrat bei gleichzeitig geringen Flurabständen werden eine Klasse abgewertet. Während bei der PI-Methode (auch der dekadisch logarithmischen Klasseneinteilung geschuldet) 85 % der Schutzgebietsfläche mit mittlerer Schutzfunktion bewertet werden und die übrige Fläche (mit Ausnahme der Baggerseen) mit hoher Schutzfunktion bewertet wird, differenziert der Integrative Ansatz stärker. Abbildung 3-2 zeigt die Vulnerabilitätsbewertung nach vorgestellter Methode, wobei exemplarisch für sieben Flächen die Berechnung des P-Faktors aus den Punktwerten von $T(opsoil)$, $S(ubsoil)$ und $R(echarge)$ in Pfeilform dargestellt ist. Für die exemplarischen Bodenprofile (P1 bis P7) wurden die Bewertungen nach Filter- und Pufferfunktion, PI-Methode und Integrativem Ansatz angegeben. Da der I-Faktor in dem ebenen, unverkarsteten Einzugsgebiet stets 1 beträgt, ist mit dem P-Faktor die Vulnerabilitätsbewertung vollständig abgeschlossen.

Der nordwestliche Teil des Schutzgebiets verfügt wegen seiner bis zwei Meter tief entkalkten, stark versauerten und sandig-kiesigen Substrate (P1 und P2) im obersten Profilmeter nur über eine sehr geringe Leistungsfähigkeit als Filter und Puffer. Wegen der großen Grundwasserflurabstände wird die Schutzfunktion im Integrativen Ansatz mit 361 Punkten (P1) niedriger bewertet als in der PI-Methode (mit 512 Punkten).

In der im Südosten anschließenden Kinzig-Murg-Niederung mit geringen Grundwasserflurabständen befinden sich die Profile 3 bis 5. Das der Niederterrasse ähnliche P3, das aber eine geringer mächtige ungesättigte Zone aufweist, wird nach PI-Methode mit 203 Punkten noch immer als mittel eingestuft, mittels Integriertem Ansatz und 165 berechneten Punkten ist die Schutzfunktion nur noch gering. Andere Rinnenabschnitte werden durch die PI-Methode durchweg mit mittlerer Schutzwirkung klassifiziert (P4: 343, P5: 953). Das ton- und humusreichere P4 wird demgegenüber aufgewertet (hohe Schutzwirkung; 780 Punkte), das sandigere, gering humose P5 abgewertet (geringe Schutzwirkung; 140 Punkte). Bei Fläche P6 handelt es sich um eine Grundwasserblänke – eine Schutzwirkung überlagernder Schichten ist nicht vorhanden.

Das Ausgangssubstrat der Böden der Vorbergzone ist Lösslehm (P7) der zu unterschiedlichen Anteilen mit Hangschutt aus Buntsandstein durchsetzt ist. Die Einbeziehung der mittel bis guten (2.5) Leistungsfähigkeit als Filter und Puffer führt zu einer Abwertung der Schutzfunktion im Integrativen Ansatz (600 Punkte; hohe Schutzwirkung) gegenüber der PI-Methode (1200 Punkte, hohe Schutzwirkung). Aus dem Schwarzwald herabziehende Talsohlen werden durch die in diesem Bereich dominierenden influenten Verhältnisse mit hoher Vulnerabilität eingestuft.

3.8 Fazit

Da sich die Datengrundlage zur Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung in den letzten Jahren hinsichtlich Qualität, Flächenabdeckung und Verfügbarkeit stark verbessert hat, ist es notwendig diese Daten in etablierte Verfahren einzubinden. Mit dem vorgestellten integrativen Ansatz gelingt es, bislang eigenständige Bewertungsverfahren der Hydrogeologie und der Bodenkunde zu kombinieren und die Stärken beider Fachdisziplinen zu vereinen. Der bis Ende 2014 in Baden-Württemberg flächendeckend vorliegende

Datensatz der Filter- und Pufferfunktion der Böden wird als Modul in die in der Hydrogeologie etablierte GLA- und PI-Methode integriert.

Da die in der GLA- und PI-Methode bislang nötige Ermittlung des effektiven Wurzelraums und dessen nutzbare Feldkapazität entfällt, erhöht der vorgestellte Ansatz nicht nur die Datenqualität, sondern ist auch einfacher durchzuführen. Die vorgeschlagene Klassifizierung der Gesamtschutzfunktion führt zu einer größeren Differenzierung der bewerteten Flächen und damit zu einer besseren Interpretierbarkeit.

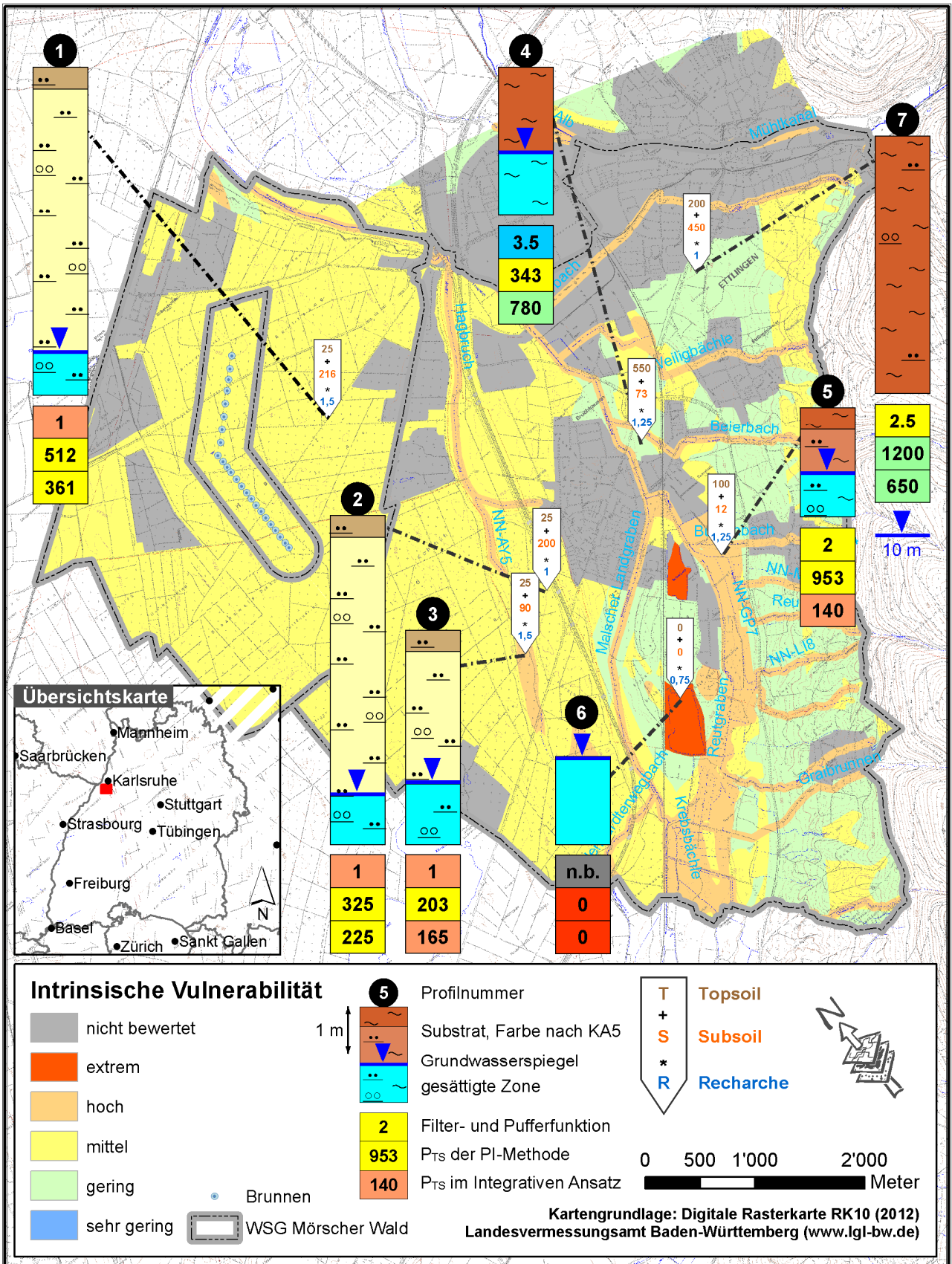
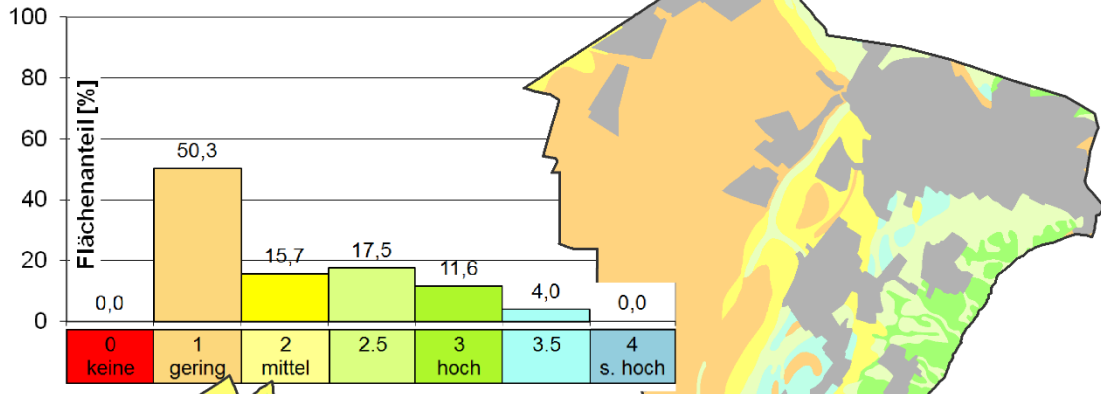
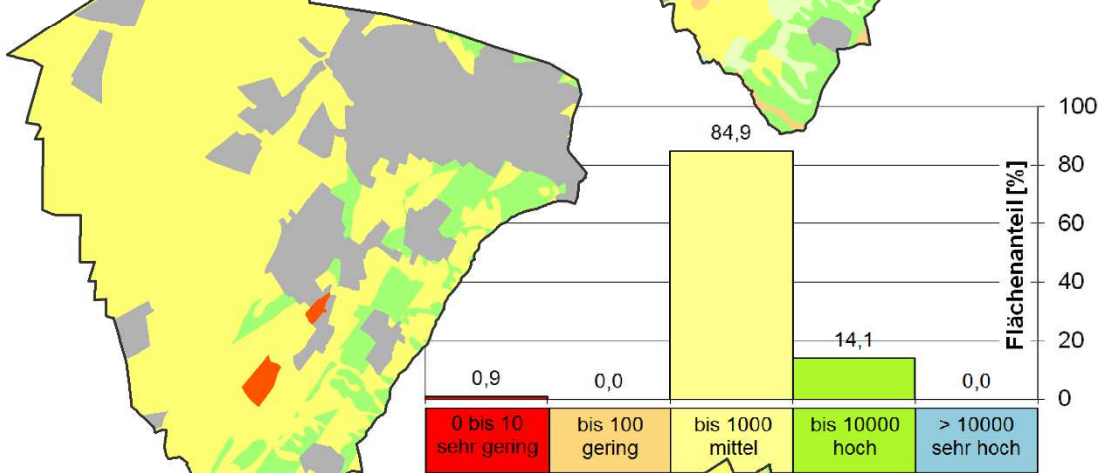


Abbildung 3-2: Intrinsische Vulnerabilität im Einzugsgebiet des Wasserwerks Mörcher Wald (Integrativer Ansatz)

Filter & Pufferfunktion



PI-Methode



Integrativer Ansatz

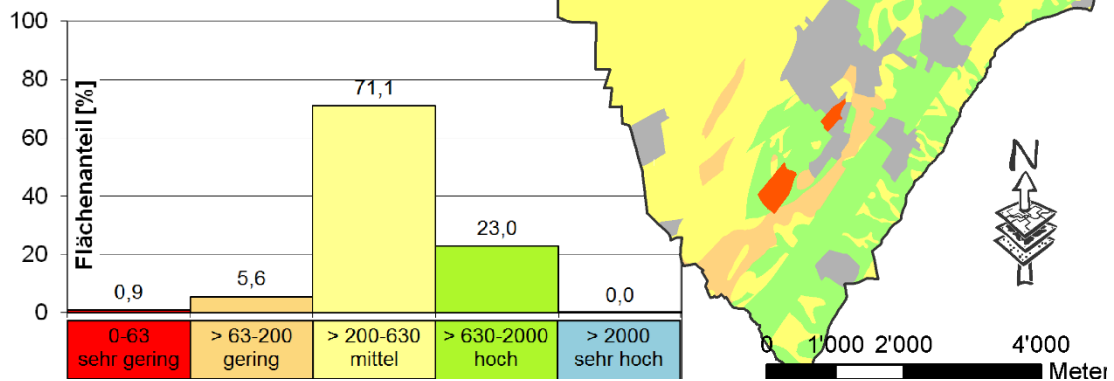


Abbildung 3-3: Schutzfunktionskarten und Häufigkeitsverteilungen für die diskutierten Bewertungsmethoden im Einzugsgebiet des Wasserwerks Mörscher Wald

4 Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe

Reproduced from:

*Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K, Goldscheider N (2018)
Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. Grundwasser 23: 219-232
<https://doi.org/10.1007/s00767-018-0398-z>*

Determination of the spatiotemporal potential for an ecological groundwater withdrawal management

Abstract To protect groundwater dependent ecosystems against degradation, an ecologically sustainable management of groundwater resources is required by law. In the current licensing practice groundwater withdrawals are assessed separately with regard to their environmental impacts, even if the operating modes of the different waterworks of large water suppliers have a hydraulic effect on each other. To develop a concept for an ecological withdrawal management for the waterworks of the city of Karlsruhe, several work steps were carried out: (1) Development of a transient numerical finite element groundwater model, which includes all waterworks with their catchment areas that influence each other hydraulically (2) Identification of minimum water withdrawal rates, which are legally, technically and hygienically secured and can be realized in practice (3) Determination of the spatiotemporal operating potential by means of simulation studies. This operating potential has been described for each waterworks in scale and range, so that the effective area of an ecological withdrawal management is identified. As the water deficit resulting from withdrawal reductions in a waterworks needs to be distributed to other waterworks, environmental improvements in one location may be accompanied by environmental degradation elsewhere.

4.1 Zusammenfassung

Die ökologisch nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasservorkommen zum Schutz grundwasserabhängiger Ökosysteme ist gesetzlich vorgeschrieben. In der aktuellen Genehmigungspraxis werden Grundwasserentnahmen hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen bislang isoliert bewertet, auch wenn bei größeren Wasserversorgern durch den von außen vorgegebenen Wasserbedarf die Entnahmemengen der einzelnen Wassergewinnungsanlagen voneinander abhängig sind. Im Rahmen der Konzeption eines ökologischen Entnahmemanagements für die Wasserwerke der Stadt Karlsruhe wurden mehrere Arbeitsschritte durchgeführt: (1) Aufbau eines regionalen numerischen instationären Grundwasserströmungsmodells, das die einzelnen, sich hydraulisch beeinflussenden Wasserwerke mit ihren Einzugsgebieten beinhaltet (2) Ermittlung wasserrechtlich, technisch und hygienisch abgesicherter Minimalentnahmen, die in der Praxis realisierbar sind (3) Ermittlung des raum-zeitlichen Steuerungspotentials mittels Simulationsstudien des Wirkraums eines ökologischen Entnahmemanagements. Da das Wasserdefizit, das aus Förderreduzierungen eines Wasserwerks resultiert, auf andere Wasserwerke verteilt werden muss, können ökologische Verbesserungen an einem Ort mit ökologischen Verschlechterungen anderenorts einhergehen. In auf den Ergebnissen aufbauenden Arbeiten wird die hydroökologische Vulnerabilität des Bewirtschaftungsgebiets beschrieben und ein Verfahren zur ökologischen Bewertung unterschiedlicher Entnahmeszenarien entwickelt.

4.2 Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000) fordert in Artikel 1 (a) Grundwasservorkommen derart zu bewirtschaften, dass ein Schutz und eine Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete erreicht wird. Diesem Wortlaut entspricht das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in § 6 (1) mit der Forderung Gewässer nachhaltig zu bewirtschaften, um

- ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen auch im Hinblick auf die direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete zu erhalten und zu verbessern und
- möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen.

Im Verfahren zur Erteilung einer wasserrechtlichen Gestattung zur Entnahme von Grundwasser wird die ökologische Verträglichkeit der Grundwasserbewirtschaftung inklusive möglicher negativer Umweltauswirkungen auf der Grundlage des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) § 14-17, 34 und 44 sowie des Gesetzes zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) geprüft. Die Minimierung schädlicher Umweltwirkungen im Rahmen der Grundwassergewinnung zur Trinkwasserversorgung ist in Deutschland durch das WHG § 6 gesetzlich vorgeschrieben.

In Mitteleuropa erfolgt die Trinkwassergewinnung aus Grundwasser meist aus Porengrundwasserleitern großer Flusstäler, tektonischer Becken oder pleistozäner Glazialsedimente. In der Regel treten in diesen Bereichen wegen der geringen Grundwasserflurabstände auch ökologisch sensitive, grundwasserabhängige Ökosysteme auf, was zu einer Überlagerung von Grundwasserbewirtschaftung und nach nationalen und internationalen Konventionen geschützten Gebieten führt (Kløve et al. 2011). Abbildung 4-1 zeigt dies exemplarisch für das Grundwasserbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe durch Überlagerung mit dem Natura2000-Schutzgebietsverbund.

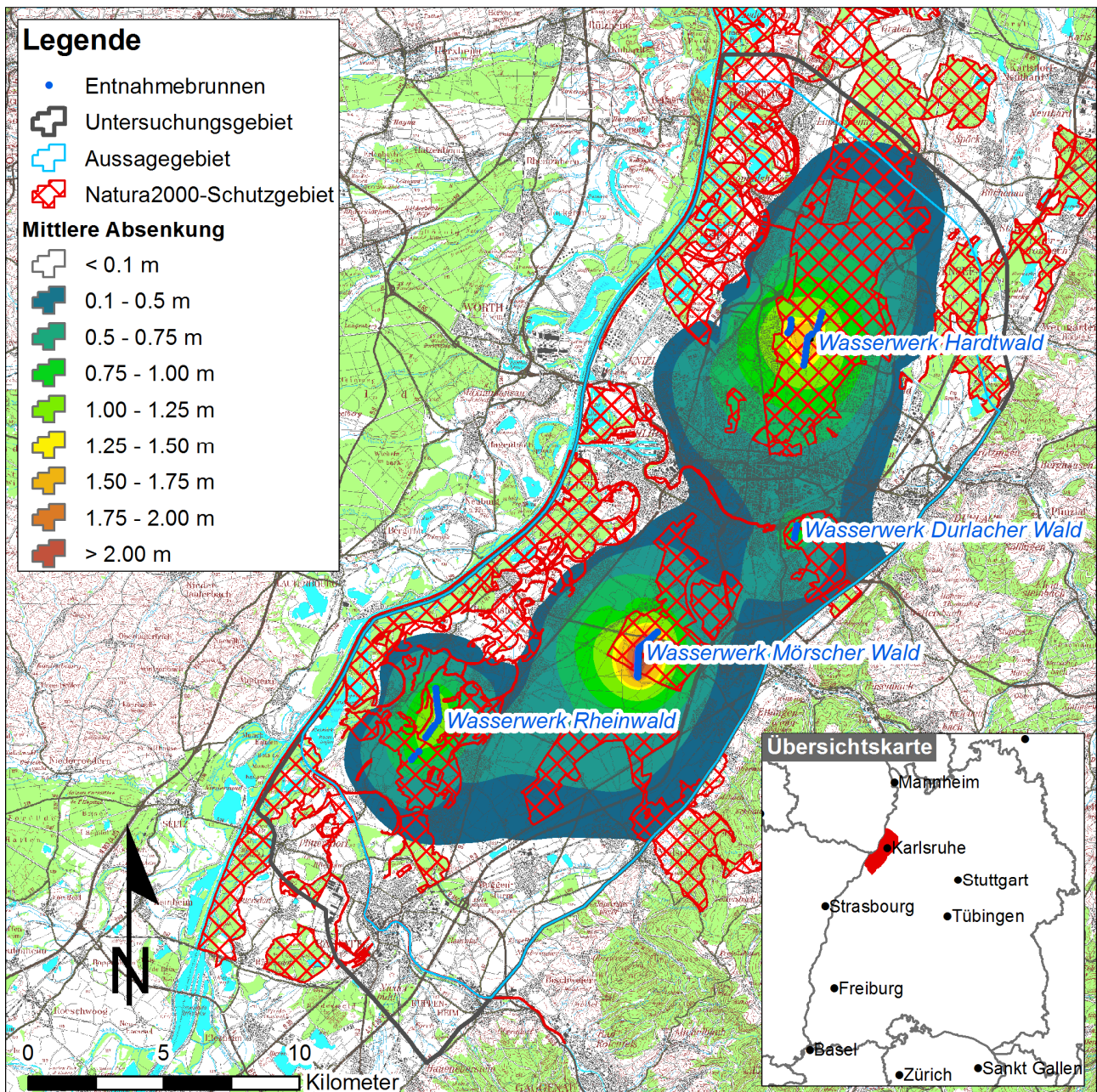


Abbildung 4-1: Überlagerung von Natura2000-Schutzgebieten und dem Wirkraum der Grundwasserentnahme durch die vier Karlsruher Wasserwerke im Untersuchungsgebiet

Speisen mehrere Anlagen zur Trinkwassergewinnung in dasselbe Transport- oder Verteilungsnetz ein, ergibt sich die Möglichkeit, das Entnahmemanagement hinsichtlich seiner Auswirkungen auf die Ökologie zu optimieren. Für den Aufbau eines fundierten ökohydrologischen Bewirtschaftungskonzepts sind sehr gute Fachkenntnisse der lokalen Ökologie, Hydrologie und Hydrogeologie unabdingbar.

Ökohydrologische Forschung untersucht hydrologische Wechselwirkungen und Rückkopplungen an der Schnittstelle von abiotischen und biotischen Prozessen in grundwasserbeeinflussten Ökosystemen. Dabei wird das Ziel verfolgt, hydrologisches und ökologisches Verständnis als Basis für den Aufbau eines nachhaltigen Boden-, Landnutzungs- und Wasserressourcenmanagements in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen aufzubauen (Hancock et al. 2009; Kløve, Allan, et al. 2011; Müller et al. 2014). An der Minimierung schädlicher Auswirkungen von Grundwasserbewirtschaftungen auf den Naturhaushalt wird seit vielen Jahren

geforscht. Es liegen Arbeiten zu Entscheidungsmodellen vor, in denen die Belange von Wasserversorgung, Landwirtschaft und Ökologie berücksichtigt werden (Haakh et al. 2004; Mödinger 2006; RPK 2003; Schneck 2006). Grundwassermodelle werden häufig eingesetzt, um die besten Strategien im Wasserressourcenmanagement arider und semiarider Gebiete (Farhadi et al. 2016; Kerebih & Keshari 2017; Maanjhu & Kumar 2012; Massuel et al. 2013; McPhee & Yeh 2004; Sedki & Ouazar 2011), aber auch humider Gebiete (Barthel et al. 2005; Kühlers 2012; Rains et al. 2004) zu entwickeln (Gorelick 1983). Künstliche neuronale Netzwerke werden als alternativer Ansatz zu den etablierten numerischen Strömungsmodellen diskutiert, um Herausforderungen in Ressourcenmanagement und Ökologie zu bewältigen (Farhadi et al. 2016; Nikolos et al. 2008; Singh 2013).

Forschungslücken bestehen:

- in der Vorgehensweise bei der Ermittlung des Steuerungspotentials in der Grundwasserbewirtschaftung von Wasserversorgern
- in einem flächenhaften ökologischen Bewertungssystem, das über die Einbeziehung der Vegetation hinausgeht
- in der ökologischen Bewertung unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien, die über einzelne Wassergewinnungsanlagen hinausgeht
- im kleinräumigen hydroökologischen Management lokal unterschiedlich ausgestatteter grundwasserabhängiger Ökosysteme unter Einbeziehung dynamischen Prozessverständnisses und Überlegungen zur Resilienz von Biotoptypen und Artpopulationen

In der behördlichen Bewertung der Umweltwirkungen von Grundwasserentnahmen wird bislang jede einzelne wasserrechtliche Bewilligung isoliert betrachtet. Vorteilhafter wäre es jedoch, alle Entnahmen im Verbund zu betrachten, da sich durch den von außen vorgegebenen Trinkwasserbedarf die Entnahmepaxis an einer Stelle direkt auf die Entnahmepaxis anderer Stellen auswirkt.

Der Aufbau des ökologischen Entnahmemanagements erfolgt in drei Schritten. Im ersten, hier dargestellten Schritt, wird das Steuerungspotential innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets in Raum und Zeit über Simulationsstudien quantifiziert. Im zweiten Schritt werden die grundwasserabhängigen Ökosysteme mit ihren Biotoptypen und Arten innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets erfasst und deren hydroökologische Vulnerabilität abgeschätzt. Aus der Verschneidung von Steuerungspotential und ökologischer Vulnerabilität lässt sich im dritten Schritt ein Konzept zur ökologischen Optimierung der Grundwasserentnahme ableiten.

4.3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Abbildung 4-1 ist das Bewirtschaftungsgebiet der Karlsruher Trinkwasserversorgung. Es liegt auf einer Länge von etwa 30 km im Oberrheingraben östlich des Rheins zwischen Stutensee im Norden und Rastatt im Süden. Der Oberrheingraben ist eine geologisch junge aktive Störungszone, deren Entstehung im Eozän mit einer Aufdomung des Gebiets mit Zentrum im südlichen Oberrheingraben (Kaiserstuhl) begann. Zeitgleich mit dem Beginn des Einsinkens der Bruchschollen im Eozän begann auch die Auffüllung des Grabens mit Süß- und Brackwassersedimenten (Schwarz 2005).

Der Oberrheingraben ist unterschiedlich tief eingesunken und in tektonische und morphologische Einheiten gegliedert. Die tiefsten Absenkungen liegen im Bereich der Grabenschollen, die Randschollen weisen deutlich geringere Absenkungen auf. Dementsprechend sind die sedimentären Auffüllungen im Zentrum des Grabens

in der Regel deutlich mächtiger als randlich, wobei im Bereich des Untersuchungsgebiets die Absenkungsbeträge der Grabenschollen auf der östlichen Seite des Grabens größer und die Sedimentschichten entsprechend mächtiger sind als auf der westlichen Seite (LGRB 2007) Abbildung 4-2.

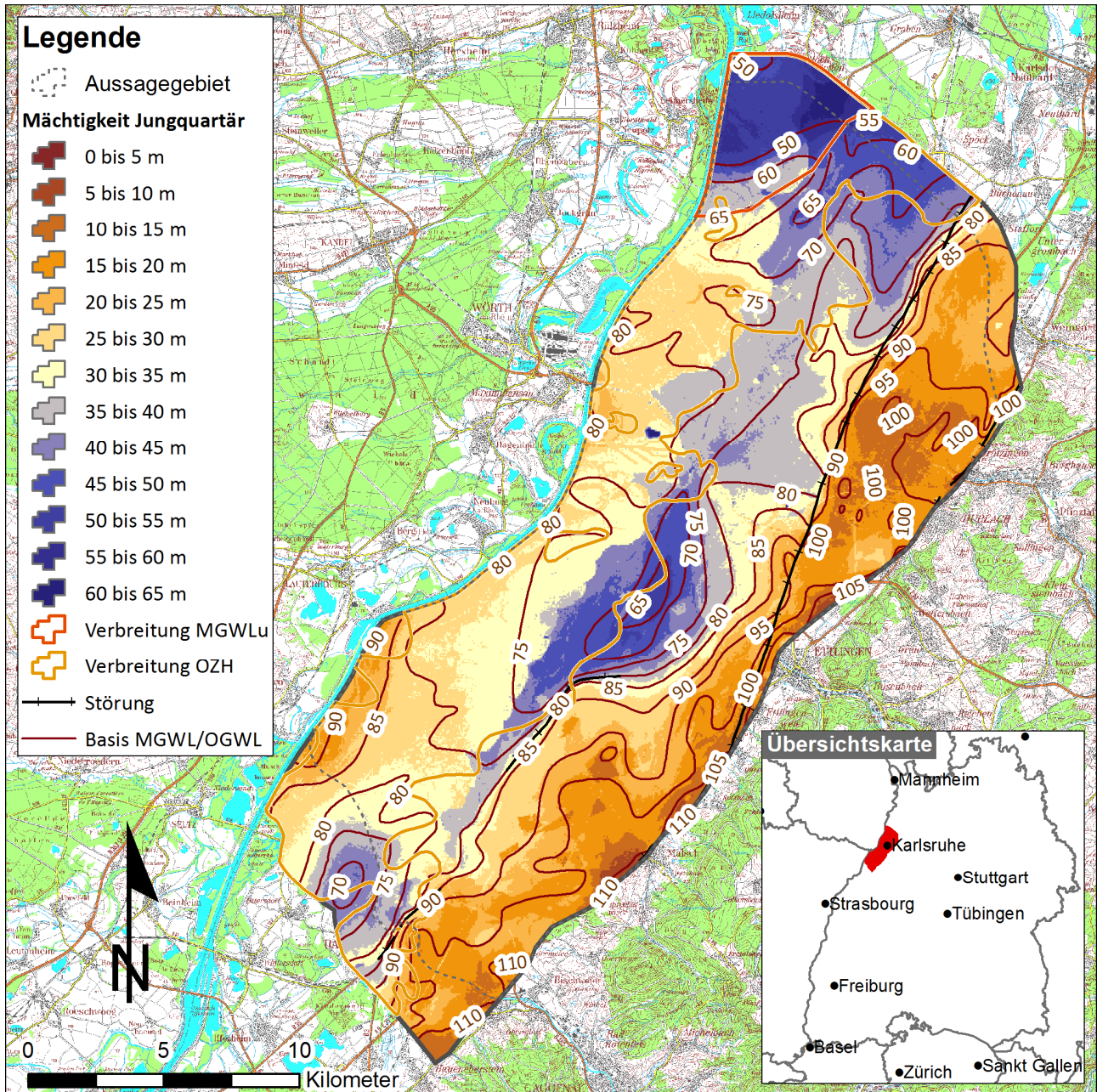


Abbildung 4-2: Lage und hydrologischer Aufbau des Untersuchungsgebiets (= Modellgebiet, die Störung trennt die Grabenscholle im Westen von der Randscholle im Osten (LGRB 2007 aktualisiert))

Der lithologische und hydrogeologische Aufbau der sedimentären Grabenfüllung des nördlichen Oberrheingrabens unterscheidet sich maßgeblich von dem des mittleren Oberrheingrabens. Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Rastatter Schwelle, die beide Abschnitte trennt. Durch die Lage im Übergangsbereich werden zwar verschiedene Grundwasserstockwerke unterschieden, die im Untersuchungsgebiet jedoch nicht hydraulisch wirksam voneinander getrennt sind. Die Wassergewinnung für die Trinkwasserversorgung

Karlsruhe erfolgt aus dem obersten Grundwasserleiter, lithologisch der *Mannheim-Formation* und darunter *Viernheim-Formation* zugeordnet, früher als *Ortenau-Formation oben, oberer und unterer Abschnitt* bezeichnet (UM BW & MUEEF RLP 1988). Der bewirtschaftete *Obere Grundwasserleiter (OGWL)* wird vom teilweise vorhandenen, jedoch im Untersuchungsgebiet nicht hydraulisch wirksamen *Oberen Zwischenhorizont (OZH)* in den *Oberen* und *Mittleren Grundwasserleiter (OGWL und MGWL)* unterteilt, wobei der *MGWL* im Norden des Untersuchungsgebiets nochmal in einen oberen und unteren Aquifer aufgliedert wird (LGRB 2007).

Die Mächtigkeit des bewirtschafteten Grundwasserleiters nimmt im Untersuchungsgebiet von Süden nach Norden von unter 30 m auf über 50 m zu, seine Durchlässigkeitsbeiwerte liegen bei etwa $5 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $5 \cdot 10^{-3}$ m/s (UM BW & MUEEF RLP 2007). Die vier Karlsruher Wasserwerke entnehmen daraus etwa 24 Mio. m³ Grundwasser pro Jahr zum Zweck der öffentlichen Trinkwasserversorgung. Die Aufbereitung des Grundwassers zu Trinkwasser besteht lediglich aus der Belüftung und Sandfiltration des Wassers, um das enthaltene Eisen und Mangan zu entfernen.

Unter dem bewirtschafteten Grundwasserleiter liegen im Bereich der Grabenscholle der *Untere Grundwasserleiter oben* und der *Untere Grundwasserleiter unten (UGWLo und UGWLu)* (LGRB 2007). Diese tieferen Grundwasserleiter sind zwar nicht hydraulisch wirksam vom obersten Grundwasserleiter getrennt, weisen aber deutlich geringere hydraulische Leitfähigkeiten auf. Sie tragen daher im Untersuchungsgebiet nicht maßgeblich zum Grundwasserumsatz bei und werden daher nicht mit untersucht. Sie sind entsprechend auch nicht im verwendeten Grundwassermodell enthalten.

Morphologisch lässt sich im Westen des Modellgebiets die Rheinniederung durch die acht bis zehn Meter hohe Gestadekante von der Niederterrasse abgrenzen. Anders als auf der linksrheinischen Seite, auf der mehrere Flussterrassen vorhanden sind (Terrassentreppe), kommt es durch das anhaltende Einsinken des Rheingrabens im Osten nicht mehr zu einem Niveaustieg über die Niederterrasse hinaus (Terrassenstapelung). Die tektonische Tiefenlinie entlang der östlichen Hauptverwerfung bestimmte historisch den Lauf der in den Rheingraben mündenden Mittelgebirgsflüsse und -bäche, die zum Abbiegen nach Nordosten gezwungen wurden. Im Osten bildet daher die zwei bis drei Meter in das Niveau der Niederterrasse eingeschnittene Kinzig-Murg-Rinne bzw. Pfingst-Saalbach-Niederung den Übergang zur Vorbergzone des Schwarzwalds. Im Süden von Karlsruhe werden die Niederterrassenschotter lokal, im Norden verbreitet von Flugsanddünen überzogen.

4.4 Numerische Simulation

4.4.1 Grundwasserströmungsmodell

Im ersten Schritt des Projekts „Konzeption eines ökologischen Entnahmemanagements“ wurde ein regionales numerisches Grundwasserströmungsmodell nach DVGW (2016) aufgebaut, das das komplette Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe beinhaltet. Neben den vier Einzugsgebieten der Karlsruher Wasserwerke sind die Einzugsgebiete zahlreicher kleinerer Wasserwerke enthalten. Es wurde mit Feflow 6.2 (DHI-Wasy 2013; Diersch 2014) als zweidimensional-horizontales FE-Modell instationär für den Zeitraum 1962 bis 2013 aufgebaut.

Um das Grundwasserströmungsmodell auch über die Grundwasserneubildung kalibrieren zu können, wurde im Vorfeld des Modellaufbaus ein Bodenwasserhaushalts-Modell zur Berechnung der Grundwasserneubildung mit Siwa on ArcView (zuvor ArcSIWA) (Monninkhoff 2001) aufgebaut (Wirsing 2016; Wirsing et al.

2010). Modelleingangsdaten bilden die über die DTK10 (LGL 2004) verfeinerten Einheiten der Corinne-Landnutzung (Bossard et al. 2000; EEA 1999), die Einheiten und Einheitenbeschreibungen der amtlichen BK50 (LGRB 2016a) sowie die nach Richter (1995) korrigierten und regionalisierten Niederschlagsdaten von 26 Klima- und Wetterstationen (Deutscher Wetterdienst, Karlsruher Institut für Technologie). Das Modell wurde mit den Daten dreier Lysimeter-Standorte validiert und mit Grundwasserneubildungsraten aus dem landesweiten GWN-BW-Modell der LUBW (Gudera & Morhard 2015; Morhard 2009) verglichen. Ein zusätzlicher Nutzen für den Wasserversorger entstand durch die Verwendung des Bodenmodells zur hydrogeologischen Vulnerabilitätsbewertung des Bewirtschaftungsgebiets (Wirsing et al. 2015).

Die 114 014 Knoten des FE-Grundwassermodells weisen mittlere Abstände von 125 Metern auf, die im Bereich von Fließgewässern, Stillgewässern oder Grundwasserentnahmen auf bis zu zehn Meter verfeinert sind. Das Modell rechnet mit automatischer Zeitschrittweitensteuerung, wobei durch die Vorgabe von Montag-Donnerstag-Samstag-Zeitreihen der instationären Oberflächenwasserstände die automatische Steuerung in der Regel auf eben diese drei Wochenwerte gezwungen wird.

Der Rhein bildet den westlichen Modellrand und wird auf weiten Strecken als Dirichlet-Randbedingung dargestellt. Im Bereich starker Uferfiltration wird eine Cauchy-Randbedingung vorgegeben. Der nördliche und südliche Modellrand wurde entlang von Stromlinien bei mittleren hydrologischen Verhältnissen gewählt und als undurchlässig angenommen. Am östlichen Modellrand wurde ein instationärer Grundwasserzustrom aus dem Schwarzwald, der mit hydrologischen Dreiecken (Deinlein & Hofmann 2002) berechnet wurde, über eine Neumann-Randbedingung vorgegeben.

Weitere Wasserzu- und -abflüsse erfolgen über den Austausch mit Fließgewässern, die über Cauchy-Randbedingungen ins Modell eingebunden sind. Die Wasserstände der größten 15 Fließgewässer sind im Modell instationär vorgegeben. Die Wasserstände zahlreicher kleinerer Bäche, Entwässerungsgräben und Bruchwälder sind stationär ins Modell eingebunden. Wasserabflüsse aus dem Modell geschehen weiter über 336 Grundwasserentnahmen und 164 Wasserhaltungen, wobei versucht wurde, alle langjährigen Grundwasserentnahmen größer $10\,000\text{ m}^3/\text{a}$ und alle temporären Grundwasserhaltungen (im Zuge von Baustellentätigkeiten) von größer $100\,000\text{ m}^3/\text{a}$ zu erfassen.

Die Kalibrierung des instationären Modells erfolgte an 221 Grundwassermessstellen, für die lange Zeitreihen aus i.d.R. montäglichen Grundwasserstandsdaten vorliegen. Kalibriert wurde durch Anpassung von kf-Werten, speicherwirksamem Hohlraumanteil, Leakage-Faktoren, Grundwasserneubildung aus Niederschlag, Einbindung fehlender Oberflächengewässer und zeitlich feinere Diskretisierung. Die Validierung erfolgte an 22 nicht in der Kalibrierung verwendeten Messstellen.

Mit einer Nash-Sutcliffe-Modelling-Efficiency von 0,68 für die Kalibrierungsmessstellen und 0,64 für die Validierungsmessstellen und einem Mean Error von 0,01 bzw. 0,05 wird dem Modell eine gute Abbildungsgüte bescheinigt (Janssen & Heuberger 1995). Im gesamten Modellgebiet konnte eine solide Anpassung von Grundwasserständen und Grundwasserstandsdynamik für niedrige, mittlere und hohe hydrologische Verhältnisse erreicht werden (vgl. Diagramme und Karten im elektronischen Anhang).

Der vollständige Modellbericht zum aufgebauten instationären „Stadtwerke-Karlsruhe-Grundwasserströmungsmodell“ steht über den elektronischen Anhang zum Download bereit.

4.4.2 Ermittlung gangbarer Minimalentnahmen

Die lokalen Grundwasserstände im Bewirtschaftungsgebiet können durch eine Reduktion der Entnahme einzelner Wasserwerke oder Brunnen angehoben werden. Die Reduzierung der Grundwasserförderung an einer Stelle muss in der Regel durch eine Erhöhung der Grundwasserförderung an anderer Stelle kompensiert werden. In welchem Maß und mit welcher Dauer ein Werk in seiner Förderleistung reduziert werden kann, unterliegt in der öffentlichen Wasserversorgung vielschichtigen Zwängen:

- **Wasserrechtlicher Rahmen:** In wasserrechtlichen Gestattungen sind in der Regel maximale Jahres-, Tages- und Stundenentnahmemengen festgelegt, deren Einhaltung gewährleistet werden muss, wenn die Grundwasserförderung von einem Wasserwerk auf ein anderes verlagert werden soll. Seltener sind auch Mindestentnahmen zum Schutz der Landwirtschaft oder der Bebauung vor Vernässungen festgelegt, deren Einhaltung ebenfalls rechtlich bindend ist.
- **Trinkwasseraufbereitung:** Die Prozesse zur Trinkwasseraufbereitung funktionieren in der Regel am besten, wenn der Wasserdurchsatz möglichst konstant bleibt (DVGW 2010). Häufig existieren Schwellenwerte für einen Mindestdurchsatz der nicht unterschritten werden soll, und einen Maximaldurchsatz, der bei der Verlagerung der Grundwasserförderung von einem Wasserwerk auf ein anderes nicht überschritten werden darf.
- **Druck im Transport- und Verteilungsnetz:** Der Druck am Ausgang eines Wasserwerks ist abhängig von der Trinkwasserauspeisung des Werks; je höher die Auspeisung, desto höher der Druck. Entsprechend der „Allgemeinen Verordnung für die Versorgung mit Wasser“ (AVBWasserV 1980) ist das Wasserversorgungsunternehmen „verpflichtet, das Wasser unter dem Druck zu liefern, der für eine einwandfreie Deckung des üblichen Bedarfs in dem betreffenden Versorgungsgebiet erforderlich ist.“ Der erforderliche Druck ist von den regionalen Gegebenheiten abhängig, liegt aber häufig bei etwa 4 bis 6 bar. Gegenüber Weiterverteilern oder großen Abnehmern sind die erforderlichen Drücke teilweise auch vertraglich festgelegt. Bei Unterschreiten des Mindestdrucks besteht die Gefahr, dass die Trinkwasserversorgung insbesondere in höher liegenden Bereichen des Verteilungsnetzes und in höheren Stockwerken von Gebäuden zusammenbricht. Bei zu starker Erhöhung des Versorgungsdrucks besteht die Gefahr von vermehrten Schäden an Rohrleitungen und Armaturen.
- **Stagnation im Transport- und Verteilungsnetz:** Obwohl nach aktueller Kenntnislage temporäre Stagnation in Trinkwasserleitungen nicht zwangsläufig zu einer mikrobiologischen Kontamination des Trinkwassers führt (DVGW 2015), sind Wasserversorger im Allgemeinen bestrebt, die Verweilzeit des Trinkwassers im Transport- und Verteilungsnetz nicht zu stark zu verlängern. Weiterhin ist zu beachten, dass gemäß Hygienebestimmungen (DIN 1988-200 2012; VDI/DVGW 6023 2013) die Temperaturen am Hauseingang 25°C nicht überschreiten dürfen, weshalb besonders bei heißen Lufttemperaturen die Verweilzeiten möglichst kurz gehalten werden sollten.
- **Beschaffenheit des Trinkwassers:** In manchen Regionen kann die Höhe der Grundwasserentnahme Auswirkungen auf die chemische Beschaffenheit des entnommenen Grundwassers haben. Bei anderen Wasserversorgern müssen die Grundwasserentnahmen der verschiedenen Wasserwerke in einem bestimmten Verhältnis zueinander stehen, um durch Mischung der Wässer in einen optimalen Bereich der chemischen Beschaffenheit zu kommen. Im gewählten Beispiel der Trinkwasserversorgung Karlsruhe spielt beides keine Rolle.
- **Energieeffizienz:** Die Verlagerung der Grundwasserentnahme von einem Werk auf ein anderes kann eine Erhöhung des Energieverbrauchs zur Folge haben. Zum einen, weil eine erhöhte Grundwasserent-

nahme aufgrund des tieferen Absenktrichters einen höheren spezifischen Energiebedarf hat, zum anderen weil verschiedene Wasserwerke aufgrund ihrer Lage und Ausstattung Unterschiede im spezifischen Energiebedarf aufweisen können. Der nach Energieeffizienz optimierte Betrieb von Wasserwerken (DVGW 1996) kann sich insgesamt deutlich vom ökologisch optimierten Betrieb unterscheiden. Im vorliegenden Fall wurde dieser Themenkreis noch nicht berücksichtigt.

Die nachfolgende Tabelle 4-1 zeigt für die vier Karlsruher Wasserwerke die Höhe der wasserrechtlichen Erlaubnis, die mittleren Entnahmemengen sowie temporär realisierbare Minimalentnahmen.

Tabelle 4-1: Kennwerte der Karlsruher Wasserwerke (Planung ab 2020; Lage in Abbildung 4-1, WW: Wasserwerk, HW: Hardtwald, DW: Durlacher Wald, MW: Mörscher Wald, RW: Rheinwald)

WW	Wasserrechtliche Erlaubnis		Ø Tagesentnahme		Ausschöpfung Wasserrecht	Anteil an Gesamtentnahme	realisierbare Minimalentnahme
	Mio. m ³ /a	m ³ /d	Mio. m ³ /a	m ³ /d	%	%	m ³ /d (%)
HW	10	27400	6,57	18000	66	28	3500 (19)
DW	6,5	17810	1,92	5250	29	8	0 (0)
MW	6,4+1,2	17534	6,21	17000	97	26	1500 (9)
RW	17,5	47950	8,94	24500	51	38	15500 (63)
Summe	41,6	110694	23,6	64750	Ø: 61	100	

Das **Wasserwerk Hardtwald** ist das einzige Wasserwerk im Norden des Stadtgebiets. In Tageszeiten maximaler Wasserentnahme (6-10 Uhr) und zur nächtlichen Befüllung des größten Hochbehälters (20-23:30 Uhr) ist es hydraulisch vorteilhaft, das Werk wenigstens mit seiner kleinsten Netzpumpe (NP1: 447 m³/h) zu betreiben, was einer Reduktion auf 19 % der mittleren Tagesentnahme bzw. 3 500 m³/d entspricht. Der Frischhaltebetrieb der Aufbereitungstechnik ist damit sichergestellt. Mit einer EPANET-Modellierung (Rossman 2000; Schwaller 2011) wurde numerisch geprüft, dass der Netzdruck im Rahmen dieser Förderreduzierung an keiner Stelle des Verteilungsnetzes unter 4 bar absinkt.

Da beim **Wasserwerk Durlacher Wald** die Enteisung und Entmanganung innerhalb des Aquifers stattfindet (Bilek 2010) und das geförderte Grundwasser ohne weitere Aufbereitungsschritte und Zwischenspeicherung direkt in das Versorgungsnetz gespeist wird, kann das Wasserwerk ohne Frischhaltebetrieb außer Betrieb genommen werden.

Das **Wasserwerk Mörscher Wald** stellt in Kürze das modernste und energetisch effizienteste Karlsruher Wasserwerk dar. Die Menge der wasserrechtlichen Bewilligung von 6,4 Mio. m³/a soll vor diesem Hintergrund möglichst voll ausgeschöpft werden. Dennoch kann die Entnahmerate aus anderen ökologischen Motiven von 17 000 auf 1 500 m³/d (9 %) reduziert werden. Diese Menge gewährleistet den Frischhaltebetrieb der Filter und Netzinfrastruktur innerhalb des Wasserwerks. Eine zusätzliche wasserrechtliche Bewilligung von 1,2 Mio. m³/a ist für technische aber auch ökologische Ausfallsszenarien anderer Wasserwerke oder für einen zusätzlichen Bedarf in der Versorgung von Zweckverbänden beantragt.

Das **Wasserwerk Rheinwald**, das sich im gemeinsamen Besitz der Stadtwerke Karlsruhe und dem Zweckverband Wasserversorgung Albgau befindet, speist im Mittel 10 000 m³/d in das Versorgungsnetz des Zweckverbands ein und versorgt weitere unmittelbar angeschlossene Gemeinden mit durchschnittlich 960 m³/d.

Diese Menge kann aufgrund fehlender Alternativen nicht reduziert werden. Zur Frischhaltung der 11,5 km langen Anschlussleitung des Wasserwerks nach Karlsruhe sollte das Wasservolumen darin mindestens alle zwei Tage vollständig ausgetauscht werden, wozu weitere 4 510 m³/d nötig sind. Insgesamt lässt sich die Entnahmerate des Werks von durchschnittlich 24 500 auf 15 500 m³/d und damit auf 63 % der mittleren Entnahmerate drosseln.

Um noch ausreichende Freiheitsgrade für Wartungs- und Instandsetzungsarbeiten sowie unvorhersehbare Eventualitäten vorzuhalten und um mit den verlagerten Grundwasserentnahmen noch innerhalb des wasserrechtlich genehmigten Rahmens zu bleiben, wurde die Dauer der einzelnen Förderreduzierungen auf jeweils maximal zwölf Wochen beschränkt. Sollen ökologisch erforderliche Vernässungen an einem bestimmten Ort eine Dauer von mindestens vier Wochen haben (bis z.B. nicht überflutungstolerante Pflanzenarten in einer eingestauten Schlut absterben), so muss der notwendige Zielwasserstand folglich bereits nach acht Wochen erreicht sein.

4.4.3 Erstellung der Szenarien

Für das Referenz-Szenarium (Referenz-Wasserwerksbetrieb) wurden die Grundwasserentnahmen aller Wasserwerke tagesscharf über die vergangenen zehn Jahre aufaddiert und Tagesmittelwerte gebildet (vgl. Abbildung 4-3, obere Zeitreihe). Entsprechend der künftig geplanten Entnahme in den einzelnen Wasserwerken (vgl. Tabelle 4-1) wurde diese Entnahme anteilig auf die einzelnen Werke verteilt. Dieses Entnahmeregime wurde zyklisch für den Zeitraum 1960 bis 2013 vorgegeben.

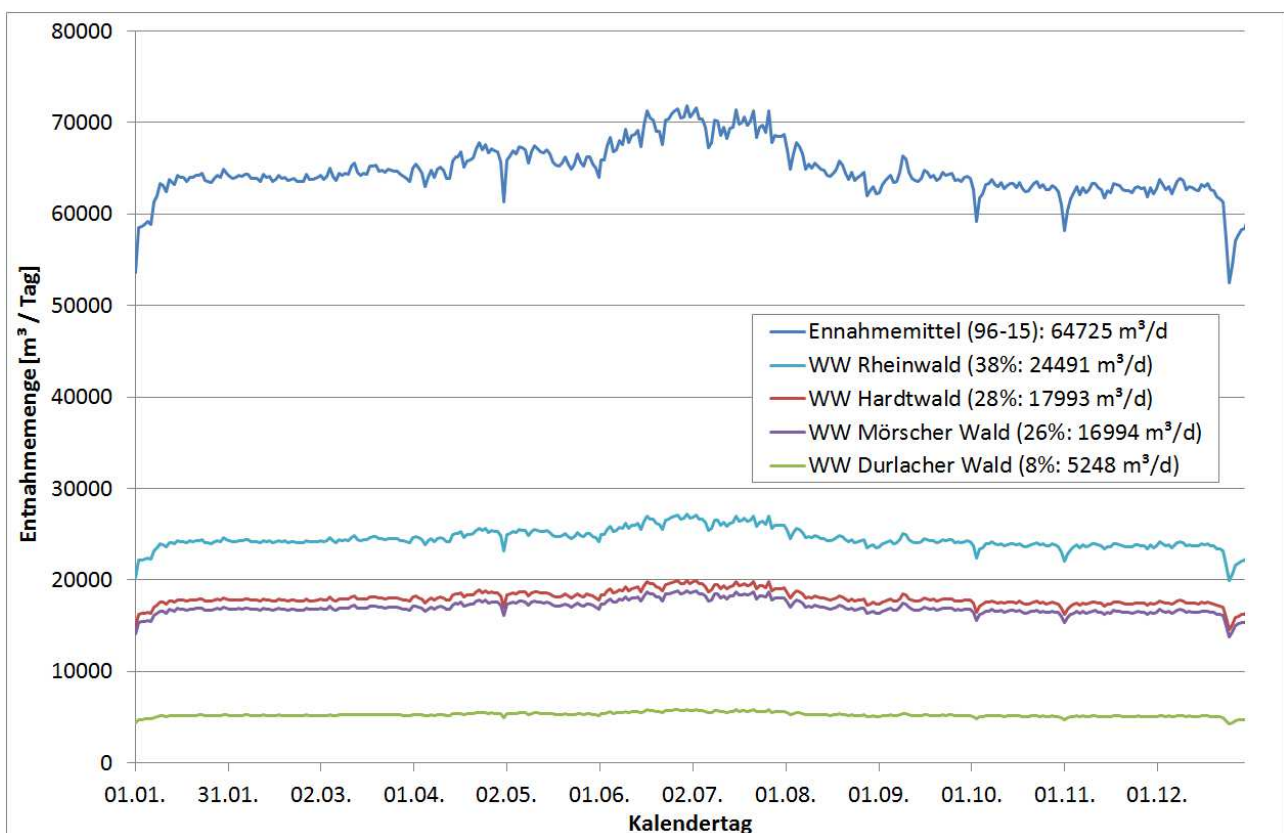


Abbildung 4-3: Gemittelte Tagesentnahme der Karlsruher Wasserwerke (mit Abgabe an Zweckverband und Gemeinden) 1996 bis 2015 und Aufteilung auf die einzelnen Werke zur Bildung des Referenz-Szenariums

Im kalibrierten Grundwassermodell vorhandene öffentliche und private Grundwasserentnahmen wurden im Referenzszenarium konstant auf den mittleren Wert der letzten fünf Jahre gesetzt. Temporär vorhandene Grundwasserhaltungen wurden deaktiviert, da diese keine Relevanz für kommende Jahre haben.

Für jedes Wasserwerk wurde ein Szenarium mit temporär reduzierter Grundwasserentnahmerate gerechnet. Hierbei wurde die Entnahme für den Zeitraum eines ganzen Jahres gemäß Tab. 1 reduziert. Diese Förderreduzierung wurde innerhalb des 54-jährigen Modellzeitraums sechs Mal wiederholt, wobei zwischen den Reduzierungen eine Zeit von mindestens fünf Jahren lag, damit sich die Grundwasserstände im Nachgang der Maßnahme wieder auf dem normalen Niveau stabilisieren konnten. Abbildung 4-4 zeigt, dass je zwei Entnahmereduzierungen bei niedrigen, mittleren und hohen hydrologischen Verhältnissen platziert wurden. Drei Mal begann die Entnahmereduzierung im März (Fokus der Maßnahme auf dem Frühjahr), drei Mal im Juni (Fokus der Maßnahme auf dem Sommer).

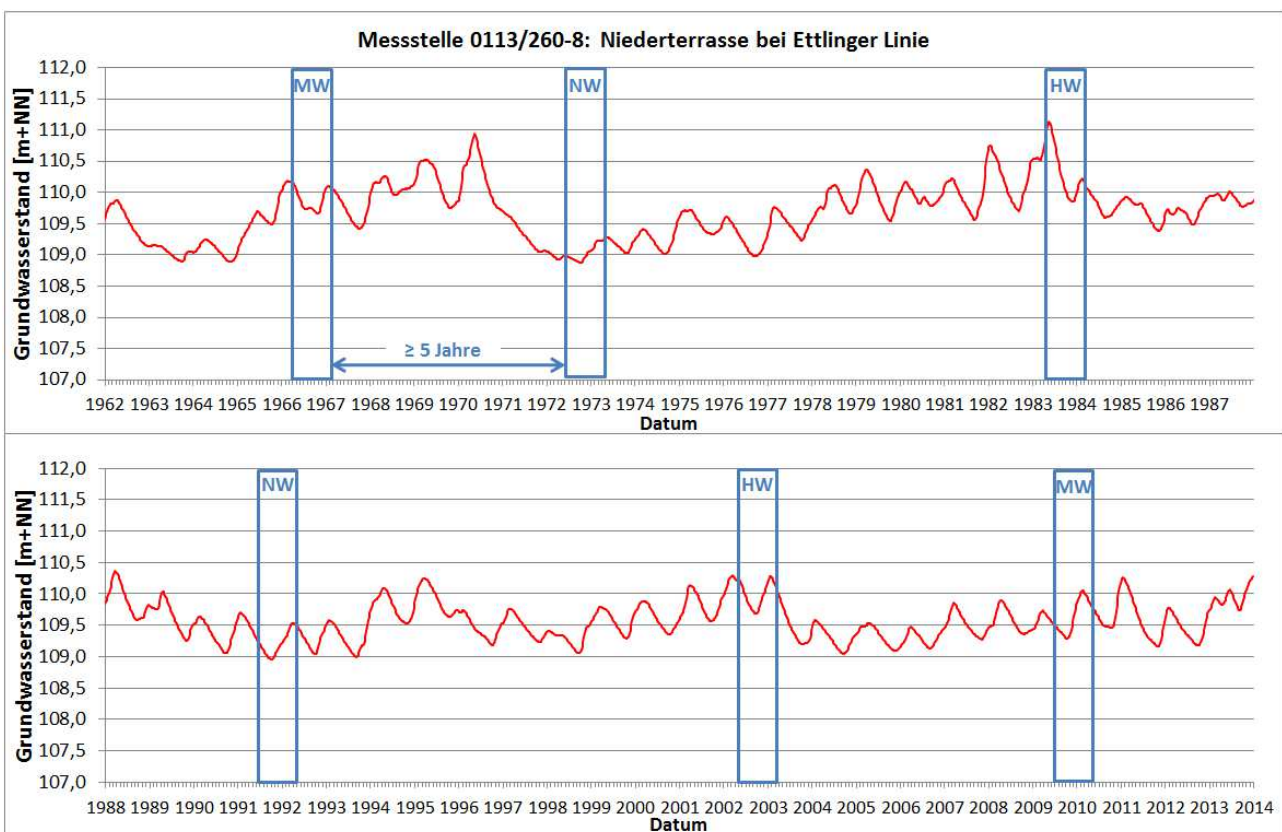


Abbildung 4-4: Grundwasserstand (rot) mittig im Modellgebiet (Messstelle 0113/260-8) im Referenz-Szenarium sowie die Zeiträume der sechs Förderreduzierungen (blau) bei niedrigen (NW; 6/1972 und 6/1991), mittleren (MW; 3/1966 und 6/2009) und hohen (HW; 3/1983 und 3/2002) hydrologischen Verhältnissen

Tabelle 4-2 zeigt, auf welche Wasserwerke das Wasserdefizit während einer Förderreduzierung verlagert wurde.

Tabelle 4-2: Höhe der Förderreduzierung und Verteilung der Wasserdefizite auf andere Wasserwerke

Wasserwerk (Reduktion um)	Hardtwald	Durlacher Wald	Mörscher Wald	Rheinwald
Hardtwald (15680 m ³ /d)			7250 m ³ /d	7250 m ³ /d
Durlacher Wald (5250 m ³ /d)	2625 m ³ /d			2625 m ³ /d
Mörscher Wald (15500 m ³ /d)	7750 m ³ /d			7750 m ³ /d
Rheinwald (1400 m ³ /d)	4500 m ³ /d		4500 m ³ /d	

4.4.4 Aufzeichnung und Regionalisierung der Simulationsergebnisse

Über das Modellgebiet wurde ein 1000 m-Raster aus Beobachtungspunkten gelegt, das im Nahfeld der Wasserwerke auf ein 500 m-Raster verfeinert wurde. Zusätzlich wurden wenige Punkte manuell auf die Brunnenlinien gelegt, um die maximalen Veränderungen im Grundwasserspiegel abzubilden. An den resultierenden 549 Beobachtungspunkten wurden die Grundwasserstände mit einer zeitlichen Auflösung von Tageswerten für die einzelnen Simulationsläufe aufgezeichnet.

Durch Subtraktion der Grundwasserstände von Referenz-Szenarium und dem jeweiligen Förderreduzierungsszenarium wird für jeden Beobachtungspunkt eine instationäre Zeitreihe mit der Reaktion des Grundwasserspiegels gebildet. Im Umfeld des Wasserwerks mit reduzierter Entnahme kommt es zu einer Aufhöhung, rund um die Wasserwerke, auf die die Entnahme verlagert wurde, zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels. Mit Hilfe eines GIS und geeigneter Interpolationsalgorithmen können für jeden Zeitschritt Grundwasserstandsraaster und Gleichenpläne erstellt werden, die das Delta zwischen Referenzentnahme und Förderreduzierung innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets zeigen.

Die Rastererstellung erfolgte in ArcGIS 10.4 mit Hilfe der Voronoi-Interpolation (natural neighbor (Gold 1989)) mit einer Rasterweite von 25 m. Die Konturlinien wurden ebenfalls in ArcGIS erstellt.

4.5 Ergebnisse & Diskussion

Die zeitliche Reaktion des Grundwasserstands auf das numerische Experiment (6-malige Entnahmereduzierung) wird in Abbildung 4-5 entlang eines Transekts von Beobachtungspunkten mit zunehmender Entfernung zur Brunnenlinie des Wasserwerks Hardtwald (vgl. Abbildung 4-6) exemplarisch dargestellt.

Die Variabilität der Grundwasserstands-Reaktionen zwischen den einzelnen Förderreduzierungen ist mit Unterschieden in der Peakhöhe von weniger als 0,1 m gering (vgl. Abbildung 4-5 oben). Förderreduzierungen, die im Juni beginnen (2., 4. und 6. Reduzierung), zeigen eine geringfügig höhere Veränderung der Grundwasserstände als diejenigen, die bereits im zeitigen Frühjahr (März) beginnen (1., 3. und 5. Reduzierung). Werden jeweils die drei Juni- sowie die drei März-Förderreduzierungen untereinander verglichen, ist die Variabilität der Peaks in den Grundwasserstands-Reaktionen mit weniger als 0,01 m extrem gering. Demzufolge hat die Jahreszeit einen deutlicheren Einfluss auf das Reaktionsverhalten der Grundwasserstände als die Wahl der hydrologischen Verhältnisse, da die Peaks bei niedrigen Verhältnissen (2. und 4. Reduzierung) zwar geringfügig höher als die bei hohen Verhältnissen (3. und 5. Reduzierung) sind, bei mittleren Verhältnissen (1. und 6. Reduzierung) aber je ein höherer und ein niedrigerer Peak auftreten.

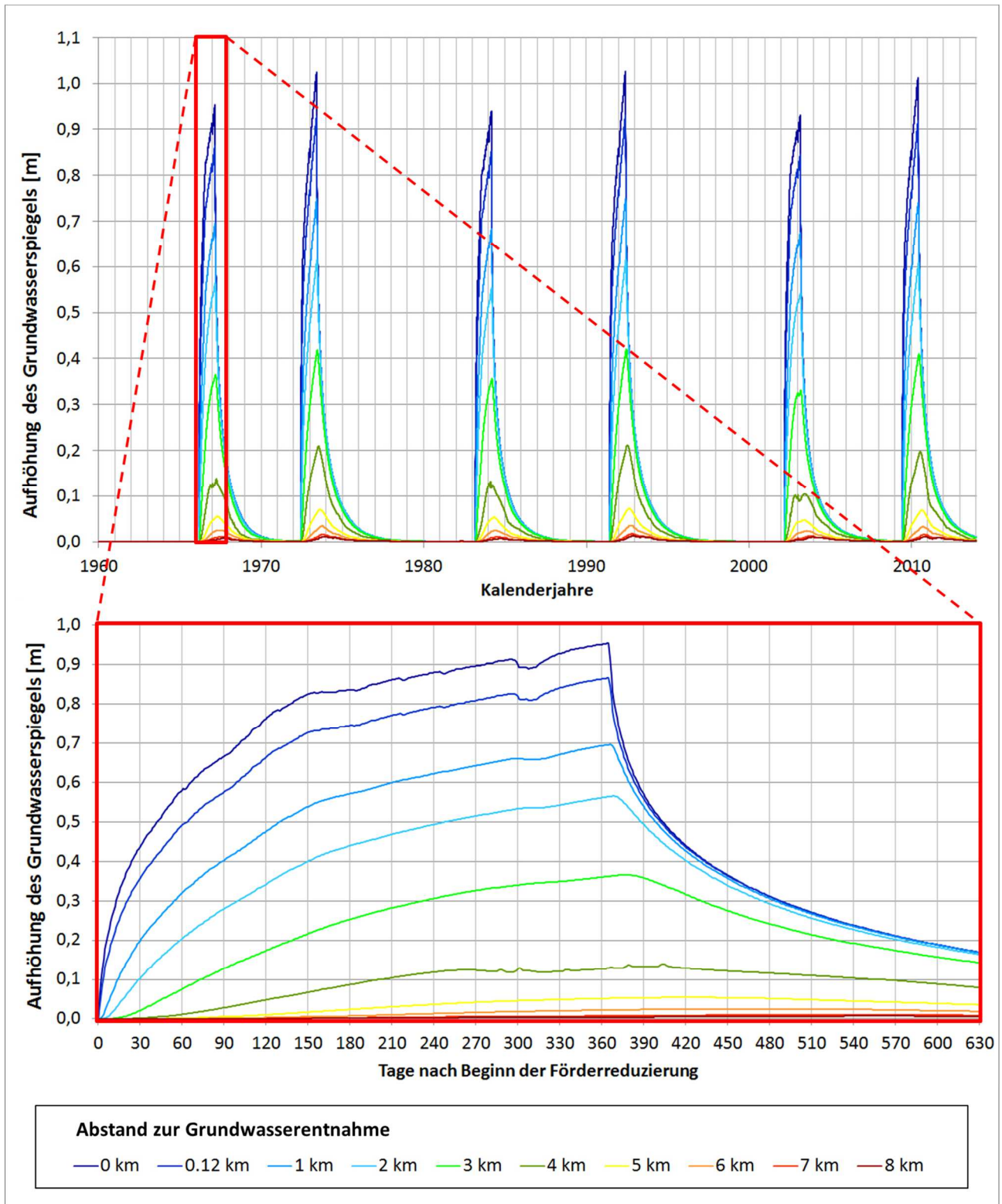


Abbildung 4-5: Reaktion des Grundwasserstands entlang eines Transekts aus Beobachtungspunkten (vgl. Abbildung 4-6) mit zunehmender Entfernung zur Brunnenlinie im Szenarium „Förderreduzierung Wasserwerk Hardtwald“

Nach einem Jahr ist der Beharrungszustand des Grundwasserspiegels auch im Nahfeld der Brunnen noch nicht erreicht, wobei die asymptotische Kurve bereits stark abgeflacht ist (vgl. Abbildung 4-5 unten). Zum

Ende jeder Förderreduzierung lässt sich ein Anstieg des Grundwasserspiegels von etwa 1,0 m auf der Brunnenlinie und von etwa 0,4 m in einer Entfernung von drei Kilometern beobachten. Ab einer Entfernung von fünf Kilometern ist die Reaktion der Grundwasserstände kleiner als 0,1 m.

Nach achtwöchiger Entnahmereduzierung sind auf der Brunnenlinie 60 %, im Nahfeld 55 %, in einem Kilometer Entfernung 43 % und in zwei Kilometern Entfernung 33 % der maximalen (innerhalb eines Jahres modellierten) Wasserstandsänderung erreicht. Der Wirkraum der reduzierten Entnahme nach acht Wochen ist damit deutlich kleiner als der Wirkraum der reduzierten Entnahme nach einem Jahr. Er definiert den Wirkraum des ökologischen Entnahmemanagements. Weitere kleinräumige Steuerungsmöglichkeiten ergeben sich durch Entnahmeverlagerungen innerhalb eines Wasserwerks von einer Brunnenlinie auf eine andere.

Nach Beendigung der Förderreduzierung kommt es im Nahfeld der Brunnen zu einer unmittelbaren Reaktion des Grundwasserstands. In einer Entfernung von zwei Kilometern ist diese Reaktion etwa fünf Tage, in drei Kilometern um zehn Tage und in vier Kilometern um mehr als 20 Tage verzögert. Abbildung 4-5 (oben) zeigt, dass sich die Grundwasserstände in den fünf Folgejahren nach jeder Förderreduzierung wieder vollständig auf dem Referenzniveau stabilisieren.

Wie in Kap. 3.3 beschrieben, ist für das Grundwasser-Entnahmemanagement in der Praxis nicht die Veränderung des Grundwasserspiegels nach einem Jahr, sondern bereits nach acht Wochen relevant. Für das Szenarium „Förderreduzierung Wasserwerk Mörscher Wald“ wurden in Abbildung 4-6 exemplarisch die hydrologischen Verhältnisse für diesen Zeitpunkt dargestellt.

Die Aufhöhung des Grundwasserspiegels beträgt auf der Brunnenlinie maximal 1,4 m. In einer Entfernung von einem Kilometer um das Zentrum der Entnahme beträgt die Aufhöhung noch 0,5 m, in einer Entfernung von zwei Kilometern noch 0,1 m. Die 0,1 m-Linie beschreibt den Raum, in dem die Grundwasserstände im Rahmen des ökologischen Entnahmemanagements im regulären Betrieb so stark verändert werden können, dass noch von einem Effekt auf die grundwasserabhängigen Ökosysteme ausgegangen werden kann.

Morphologie und Hydrologie im Bewirtschaftungsgebiet bestimmen das Vorkommen grundwasserabhängiger Ökosysteme und die Dynamik der Wasserstandsschwankungen. Je nach Grundwasserflurabständen und Bodentextur wirken sich Entnahmeverlagerungen mit den lokal unterschiedlichen Reaktionen des Grundwasserspiegels (Aufhöhungen und Absenkungen, vgl. Abbildung 4-6) ökologisch unterschiedlich aus.

Die Karlsruher Wasserwerke Hardtwald und Mörscher Wald liegen auf der Niederterrasse des Rheins und weisen mit 4,5 bis 10 m relativ große Grundwasserflurabstände bei gleichzeitig sandig-kiesigen Böden auf. Der Wirkraum im ökologischen Entnahmemanagement ist mit etwa 14 km² groß, wobei hydroökologisch sensitive, phreatisch geprägte Bereiche nur lokal vorhanden sind.

Das Wasserwerk Rheinwald liegt in der reliktschen Rheinaue. Durch die geringen bis sehr geringen Grundwasserflurabstände ist überall ein phreatischer Einfluss vorhanden. Hydroökologisch sehr sensitive Räume liegen lokal mit temporär überstauten Schluten und Senken vor. Der Wirkraum des ökologischen Entnahmemanagements ist mit etwa 30 km² groß, wobei durch die starke Stützwirkung der Grundwasserstände durch den Rhein die Wasserstandsreaktionen nur 0,1 bis 0,3 m betragen.

Das Wasserwerk Durlacher Wald liegt im Geflecht mehrerer Rinnen der Kinzig-Murg-Rinne, die die Niederterrasse im Osten durchzieht. Mit geringen Grundwasserflurabständen und einem Wirkraum des Entnahmemanagements von etwa 15 km² liegen hier gleichermaßen Steuerungsmöglichkeiten und ökologisch sensitive Räume vor.

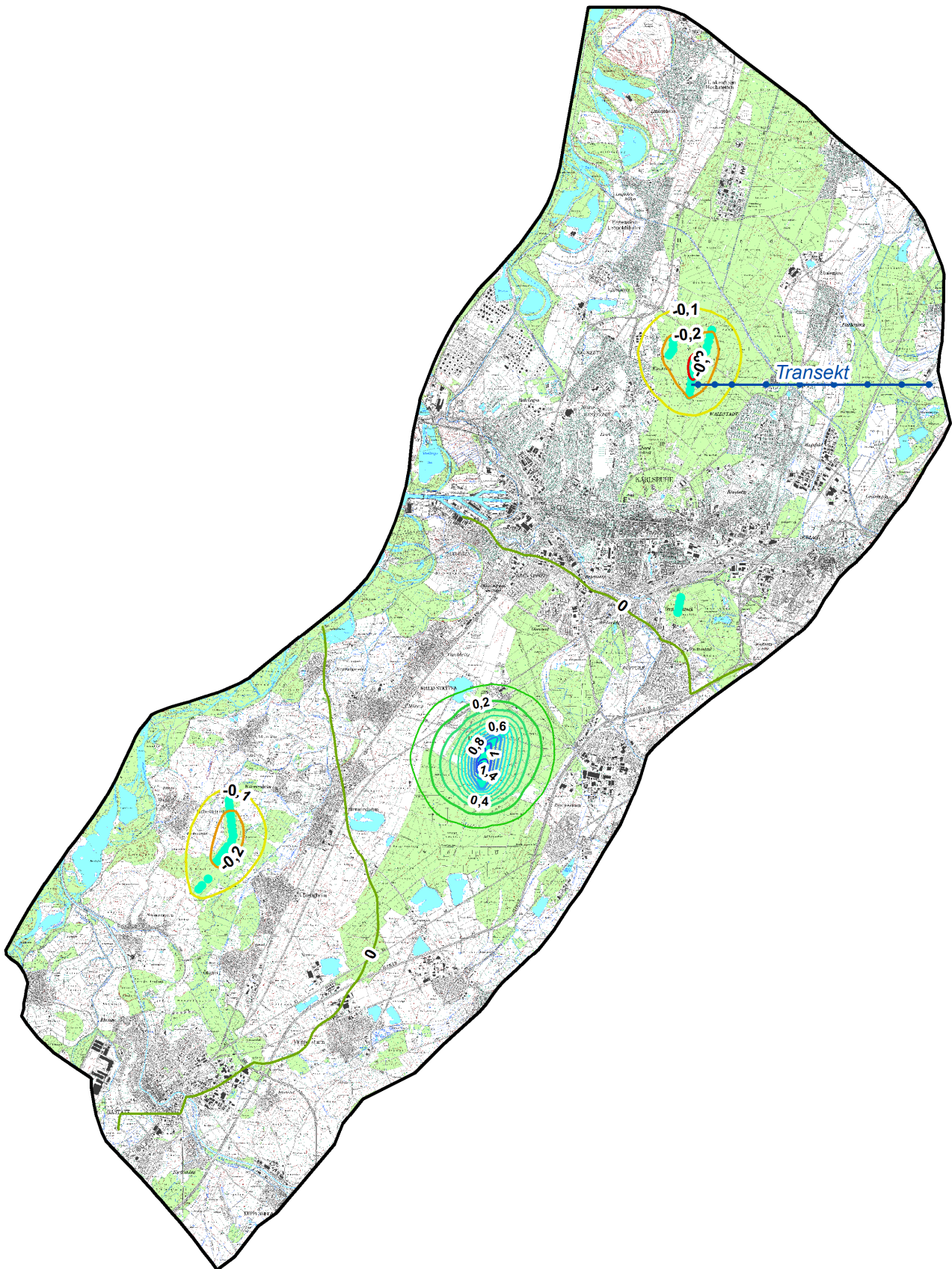


Abbildung 4-6: Räumliche Darstellung der Reaktion der Grundwasserstände mittels 0,1m-Isolinien der temporären Veränderung im Szenarium „Förderreduzierung Wasserwerk Mörscher Wald“ nach acht Wochen (positive Zahlen: Aufhöhung, negative Zahlen: Absenkung des Grundwasserspiegels durch die Verlagerung der Entnahme)

Für das Szenarium „Förderreduzierung Wasserwerk Mörscher Wald“ kennzeichnen in Abbildung 4-7 blau hinterlegte Farben Räume mit geringen Grundwasserflurabständen, die mit dem Vorkommen grundwasserabhängiger Ökosysteme einhergehen können. In Bereichen mit Grundwasserflurabständen von weniger als zwei Metern kann eine Anhebung des Grundwasserspiegels den Anteil des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Blume et al. 2010) für Bäume je nach Bodentextur positiv verändern.

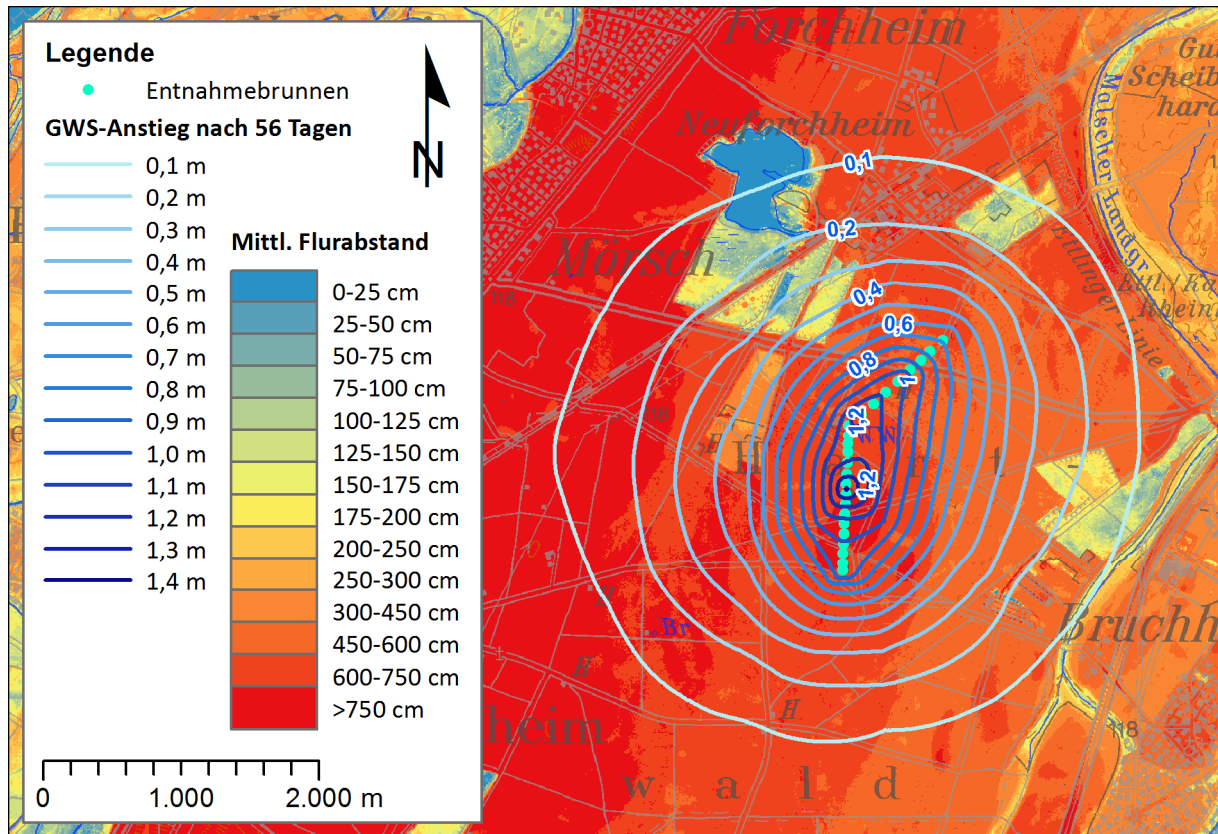


Abbildung 4-7: Räumliche Darstellung der Reaktion der Grundwasserstände im Szenarium „Förderreduzierung Wasserwerk Mörscher Wald“ nach acht Wochen. Hinterlegt ein Raster mittlerer Grundwasserflurabstände (Stichtag: Oktober 1986)

4.6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Für die Konzeption eines ökologischen Entnahmemanagements sind vorausgehende Arbeitsschritte nötig, die am Fallbeispiel der Karlsruher Wasserversorgung exemplarisch dargestellt werden konnten:

- Existieren mehrere Wassergewinnungsanlagen, die sich gegenseitig hydraulisch beeinflussen, ist der Aufbau eines regionalen numerischen instationären Grundwasserströmungsmodells notwendig, das alle Wassergewinnungsanlagen sowie die Wirkräume ihrer Grundwasserabsenkungen beinhaltet.
- Da die Förderleistung einzelner Wassergewinnungsanlagen in der öffentlichen Wasserversorgung vielschichtigen Zwängen unterliegt, müssen realisierbare Minimalentnahmen identifiziert werden, die wasserrechtlich, technisch und hygienisch für den Praxisbetrieb abgesichert sind.
- Die Ermittlung des raum-zeitlichen Steuerungspotentials kann mittels Simulationsstudien und anschließender Regionalisierung der Berechnungsergebnisse erfolgen.

Für jedes Wasserwerk wurde das Steuerungspotential in Ausmaß und Reichweite beschrieben, so dass der Wirkraum eines ökologischen Entnahmemanagements identifiziert ist. Entnahmereduzierungen zur Stützung der Grundwasserstände in einem Bereich, müssen durch zusätzliche Absenkungen des Grundwasserspiegels anderenorts kompensiert werden (vgl. Abbildung 4-6). Hierdurch gehen ökologische Verbesserungen in einem Bereich gegebenenfalls mit ökologischen Verschlechterungen anderenorts einher.

Hydroökologische Vulnerabilitätskarten können geeignete Instrumente darstellen, mit denen unterschiedliche Entnahmeszenarien schutzgebietsübergreifend hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen beurteilt werden können. Diese müssen auf etablierten Bewertungssystemen beruhen, die sowohl die Vegetation als auch die Fauna berücksichtigen. Um Förderszenarien zu bewerten, müssen Erhaltungszustände von Biotoptypen und Artpopulationen sowie die hydraulische Wirkung auf eben diese implementiert sein.

Im Rahmen einer Kohärenzanalyse sollten ergänzend weitere ökologische Aspekte wie Energieeinsparung oder CO₂-Speicherung berücksichtigt werden.

5 A new biotic area-assessment method for nature conservation value and hydroecologic vulnerability with special consideration of species occurrence and groundwater dependency

Reproduced from:

Wirsing T, Köhlers D, Maier M, Schmidlein S, Goldscheider N (2018)

A new biotic area-assessment method for nature conservation value and hydroecologic vulnerability with special consideration of species occurrence, groundwater dependency and Natura 2000 sites.

Submitted to Ecohydrology

Abstract Groundwater depletion through drinking water abstraction, irrigation or climate change generally has a negative impact on terrestrial groundwater-dependent ecosystems. As a decision base for the conception of an ecologically sustainable groundwater abstraction management, a method is needed to uniformly evaluate and compare different areas with regard to their nature conservation values as a habitat function for protected species. Established and currently indispensable methods of landscape planning generally evaluate the habitat function via the habitats, whereby the inventory of animal species is largely ignored. In technical and landscape planning, there is therefore a need for additional animal-ecological data to be methodologically standardised, quantified and incorporated into planning practice. Although initial faunistic assessment methods have already been developed and applied in practice, they are generally limited to single groups of species such as birds and bird breeding areas. In this paper, a new method is presented which, in addition to the established habitat type module, incorporates a species module that enables other animal or plant species besides birds to be included in the biotic area assessment. The use of this data allows the ecological area values of, for example, Natura 2000 areas (FFH and/or SPA areas) to be compared with each other or over time in a standardised way. By considering groundwater dependency and groundwater impact, special attention is paid to the derivation of the hydroecological vulnerability. In principle, it is possible to calculate further vulnerabilities by considering other factors, such as disturbances caused by leisure activities, drought, nitrate inputs, invasion of Neobiota, and pollution. The method is applied to the case study of the drinking water catchment area of the city of Karlsruhe.

5.1 Introduction

Groundwater-dependent ecosystems throughout the world represent highly threatened habitats, due to draining, agriculture, eutrication, pollution, neobiota and climate change (Boulton 2005; Dams et al. 2012; Evans 2007; Forster et al. 2016; Sommer & Froend 2011; Trizzino et al. 2015). In Europe, public water withdrawals make up on average 30 % and in some cases up to 60 % of total water withdrawals, with a strong increase in some areas (Vandecasteele et al. 2014). The Water Framework Directive (2000/60/EC of 23 October 2000) therefore calls in Article 1 (a) for groundwater resources to be managed in such a way as to protect and improve the status of aquatic ecosystems, terrestrial ecosystems and wetlands directly dependent on them. The German Water Resources Act (WHG) includes a corresponding provision in § 6 (1) with the requirement to manage water bodies sustainably in order to maintain and improve their function and performance as an integral part of the natural ecosystem and as a habitat for animals and plants, also with regard to the directly dependent terrestrial ecosystems and wetlands. The protection of groundwater-dependent ecosystems and the establishment of sustainable groundwater abstraction management is by no means limited to Europe (cf. Chambers et al. 2013; Clifton et al. 2007; Rohde et al. 2017; Rohde et al. 2018; Smith et al. 2016).

Where several extraction plants or drinking water resources are used, water suppliers at any scale, from the regional to the local, need to develop a groundwater extraction management system that meets not only quantitative and qualitative but also ecological criteria (Dams et al. 2012; Froend & Sommer 2010; Loomes et al. 2013; Whiteman et al. 2014). This requires interdisciplinary work that takes account of hydrogeology, hydrology, (geo)ecology and socio-economic considerations (Hancock et al. 2009; Hunt et al. 2016; Quevauviller et al. 2016; Witte et al. 2012).

Before a withdrawal management can be optimised, the biotic value of the management area must first be determined (Kilroy et al. 2009; Gastauer et al. 2013) and its hydroecological vulnerability (Adger 2006; Kløve, Ala-aho, et al. 2011; Whiteman et al. 2010) and resilience (Grafton & Little 2017) must be derived. In this study, the calculated nature conservation value refers to the habitat function for protected species. It can be understood as a tool to prioritise conservation efforts and as an indicator of endangerment (Capmourteres & Anand 2016). The usual approach to assessing the habitat function of an area is indirect through the assessment of habitats. This already takes into account the potential occurrence of typical biocenoses (Bastian 1996; Cuperus et al. 1999; Persson et al. 2015; Villarroja & Puig 2013). Multicriteria analysis methods often use more indicators for decision making (e.g. Geneletti 2007; Esmail & Geneletti 2018), but rarely use faunistic data. Other factors, such as diversity, rarity, naturalness, the presence of endemism or highly groundwater-dependent species, may be included in the assessment (Cano-Santana et al. 2008; Gastauer et al. 2013; Margules & Usher 1981; Serov et al. 2012).

The Vogel & Breunig method (2005) has been used for many years in the state of Baden-Württemberg (Southwest Germany) and beyond as a recognised standard evaluation method. However, there has long been a need on the part of technical and landscape planning for additional animal-ecological data to be methodically standardised, quantified and incorporated into the planning - both for the formulation of nature conservation objectives and measures, and for decision-making and evaluations within the framework of environmental planning and interventions (Behm & Krüger 2013).

For years, the State of Lower Saxony has been making efforts to record the ecological value of bird conservation areas via its inventory of breeding birds, partly in order to ensure the effective use of funds or to document developments (cf. Wirsing & Wirsing 2017). With the faunistic assessment approaches of Behm &

Krüger (2013) and finally Schreiber (2015), the methods are well advanced, but still restricted to birds and bird breeding areas. There is a need to extend these assessment procedures to further species groups and to intersect them with the established habitat assessment.

In the first step of the project "Conception of an ecological groundwater abstraction management for the public water supply of the city of Karlsruhe", numerical flow models were set up and a method was developed with which the zones of a groundwater abstraction management can be delimited via the groundwater draw-down and the control potential of the waterworks (Wirsing et al. 2018a).

The second step is to develop a method that meets the following goals:

- Assessment of the nature conservation value as a biotic area value with regard to the habitat function for endangered plant and animal species within the management area.
- Derivation of the hydroecological vulnerability of the area on the basis of the hydroecological demands of existing habitats and species. This can serve as a basis for decision-making in groundwater resource management in order to develop ecologically sustainable groundwater abstraction strategies (Rohde et al. 2018).
- Possibility of international transferability.

5.2 Established methods for the biotic area assessment of the habitat function

5.2.1 Assessment of habitats

In planning practice, the assessment of the habitat function of the landscape for animal and plant species is mostly carried out indirectly via the assessment of the occurring habitats (Barry et al. 2006; Geertman et al. 2013; Novitzki et al. 1997; Southerland 1993).

The method developed for the assessment of habitats in Southwest Germany (Vogel & Breunig 2005; LUBW 2009) has meanwhile become an indispensable standard in ecological compensation practice and is used beyond federal state borders. Depending on the nature conservation value, the range of basic values is between 1 (no nature conservation significance) and 64 (very high nature conservation significance) points. An exponential point distribution over the value levels (I to V) of the basic valuation is selected (cf. Figure 5-2). A superposition of several habitats usually does not exist, so that the area value corresponds to the value of the assigned biotope type. An ecological loss in value due to the implementation of construction projects must be compensated elsewhere by ecological land revaluations (cf. Cuperus et al. 1999; Villarroya & Puig 2010; Villarroya et al. 2014).

One limitation of the evaluation is that the occurrence of animal and plant species is not accorded sufficient weight in the assessment: In the detailed evaluation, there is the possibility to use factors to revalue or devalue species-rich and species-poor expressions of a habitat. In environmental planning, specially protected species must be handled by means of supplementary special species protection procedures.

5.2.2 (Avi)faunistic area assessment

Animal species are rarely used systematically in the evaluation of the nature conservation value due to the high effort involved in collecting data and the poor initial data situation (EASAC 2005). Frequently, they only play a role in the assessment of biodiversity, and here too the species-rich invertebrates are avoided as indicators (Duelli & Obrist 2003). Depending on the scale and on the habitats considered, indicator species groups such as birds (e.g. BirdLife International 2008; Blendinger & Alvarez 2002; Burfield et al. 2006; EASAC 2005)

or ground beetles (Rainio & Niemelä 2003; Riley 2010) are usually used (Collen et al. 2013). For aquatic freshwater systems, however, invertebrates are a common indicator group (e.g. Trizzino et al. 2015).

In Germany, there are two well developed avifaunistic evaluation methods: Behm & Krüger (2013) and Schreiber (2015). The current and optimised avifaunistic area value method of Schreiber (2015) assesses bird breeding areas on the basis of their bird breeding population using simple criteria in order to create a basis for further planning work. It indicates the value as a multiple of the national average and is normalised to one square kilometer. The calculation of the basic territorial values is based on an approach by Bezzel (1980) and is composed of the three elements “endangerment”, “absolute frequency” and “grid frequency” (as a measure of distribution). It is the product of the three ranking values R_E (rank value endangerment), R_F (rank value frequency) and R_{GF} (rank value grid frequency) and indicates the contribution that a bird breeding territory makes to the national average in the assessment of the avifaunistic area value. One limitation in the assessment is that only the species group of birds, and here only breeding birds, is taken into account. There is no continuous area evaluation, but the value of an entire protected area (as a unit area) is determined.

5.3 New integrative method for the biotic area assessment of the habitat function

5.3.1 General concept

With the proposed integrating method introduced in this paper, the approaches of both methods (habitat- and avifaunistic) are transferred into a habitat as well as into a species module. Both modules are included in the spatial biotic evaluation of the nature conservation value. Thus not only the occurrence of protected habitats but also the occurrence of protected species or their living spaces are taken into account. In this study, the term living space is used for animal habitats in order to avoid confusion with habitats in the sense of biotope types. The procedure can be extended beyond the Natura 2000 species and strictly protected species of herpetofauna to include any species or groups of species. For comparability, however, care should be taken only to consider data sets that are available in the entire study area. Figure 5-1 shows the steps of the biotic area assessment described below, arranged in two modules (habitats and species).

In contrast to the method by Schreiber (2015), the area value is calculated for individual grid cells (e.g. 5 m by 5 m) and is based on the presence or absence of the assessed species (or their living spaces) on the corresponding grid cell. If several breeding pairs of a species occur within a grid cell (which could be the case, for example, with colony-breeding bird species), the number of breeding pairs does not affect the evaluation. This method can be applied on the basis of any selection of biotopes and species or groups of species. Thus, for example, for FFH-sites the Annex II species of the Habitats Directive (Council Directive 92/43/EEC) or for SPA-sites the Annex I and Article 4(2) species of the Birds Directive (Directive 2009/147/EC) can be used for assessment.

Due to the normalisation with the maximum calculated value, the value range always remains between 0 and 1. It may change by the addition of other species within that range. If the species selection is already based on protected species, the interpretation of the values obtained must be carried out with caution: Even a small biotic area value indicates the occurrence of at least one protected species, so the area already has a nature conservation relevance. This circumstance can be taken into account, for example, by using the rating scale selected in Figure 5-5.

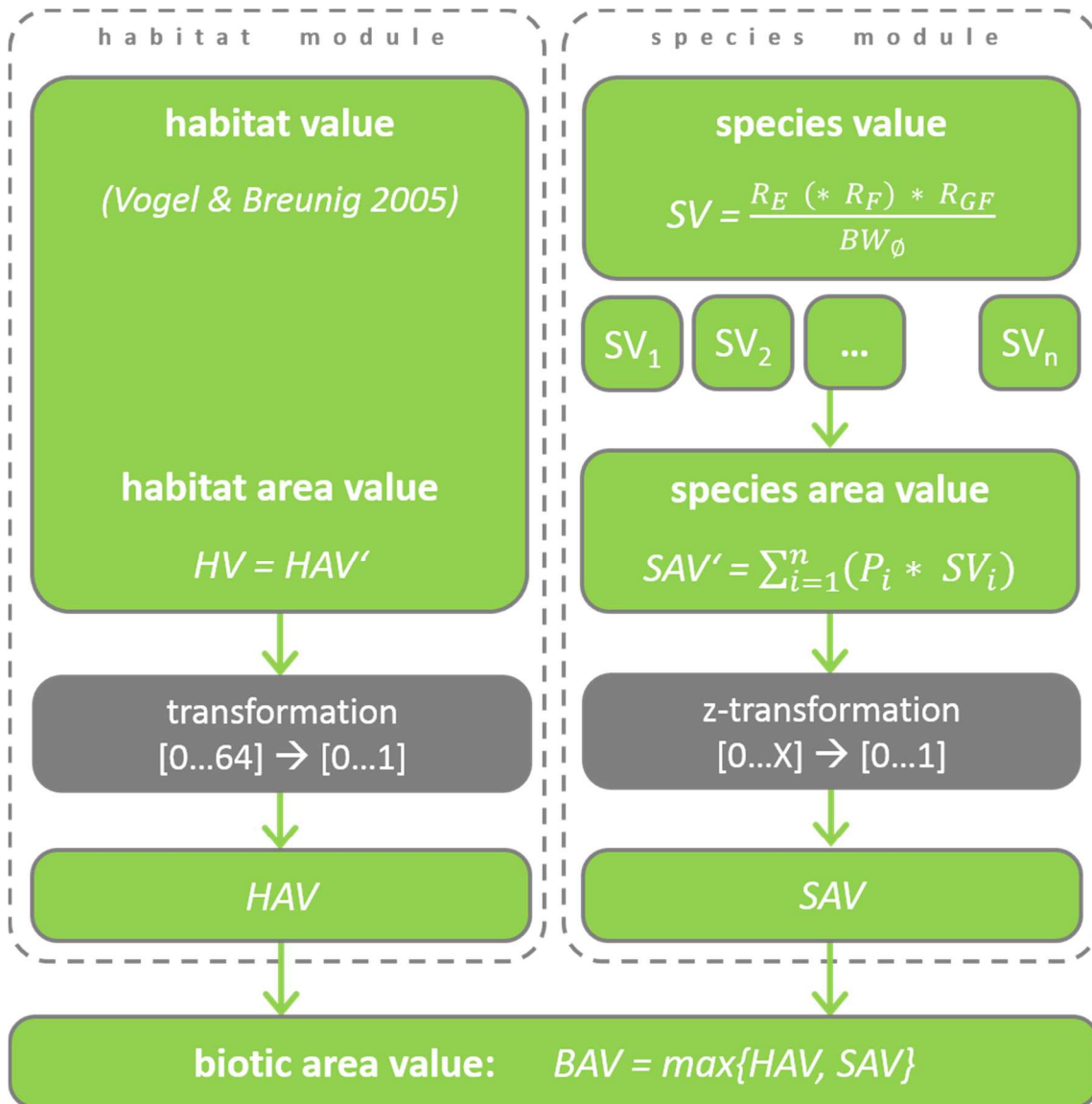


Figure 5-1: Calculation of the biotic area value (BAV) within a grid cell

5.3.2 Habitat area value (HAV)

The habitat values of the standard assessment by Vogel & Breunig (2005) can be directly transferred into the procedure. With the habitat mapping of the open landscape of the LUBW (2016a) there is a uniform data set of protected biotopes (according to § 30 BNatSchG or § 33 NatSchG) as well as protected mowing meadows (LRT 6510, according to the Habitats Directive) over the whole federal state. With the forest biotope mapping of the FVA (2016), a uniform data set of protected biotopes (according to § 30a LWaldG) is available for the whole of Baden-Württemberg, which can be converted into the habitats as defined by Vogel & Breunig (2005). In order to transfer the value points into the value range from 0 to 1, a transformation is carried out (cf. Figure 5-2).

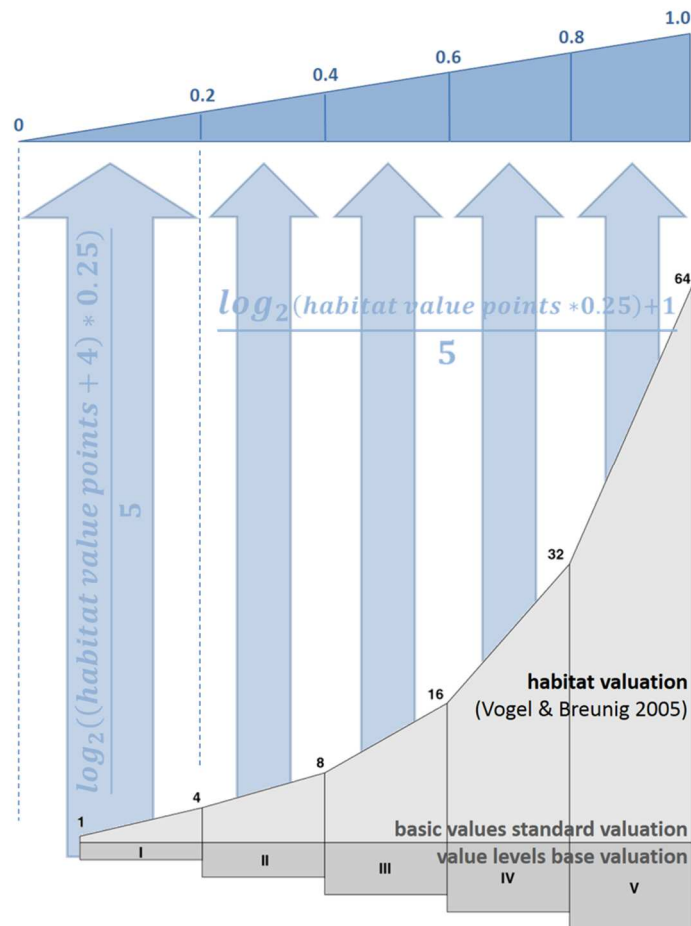


Figure 5-2: Transformation of habitat value points or heVH' [0...64] into the range of values [0...1]

5.3.3 Species area value (SAV)

The designed method is based on Schreiber's valuation approach (2015). Analogous to the territory values of the birds, further species (groups) are integrated into the procedure. The species value SV is the product of the three ranking values R_E (*rank value endangerment*), R_{GF} (*rank value grid frequency*) and R_F (*rank value frequency*), and indicates the contribution of a species occurrence with regard to the federal average of Baden-Württemberg (BW_{ϕ} , from all evaluated species) to the assessment of the SAV.

$$SV = \frac{R_E * R_{GF} * R_F}{BW_{\phi}} \quad (5-1a)$$

If there is no or only insufficient data available on the R_F factor, it can optionally be disregarded without significant changes to the evaluation (cf. sensitivity analysis in Chapter 5.1). This makes sense especially against the background of the strong autocorrelation of the R_F factor with the R_E factor.

$$\text{optionally simplified:} \quad SV = \frac{R_E * R_{GF}}{BW_{\phi}} \quad (5-1b)$$

The ranking value R_E was determined on a 10-stage scale according to Schreiber (2015), in which the Red List categories "*critically endangered*" are assigned the mean value 7-9, "*endangered*" the mean value 4-6 and "*vulnerable*" the mean value 1 to 3. In addition, the value 0.5 was assigned to "*near threatened*" species and to the species with unknown but assumed hazard. In order to be able to consider species that are not on the Red List, these are assigned the value 0.25 (cf. Table 5-1).

Table 5-1: Derivation of the ranking value R_E from the Red List categories of endangered animal and plant species of the Baden-Württemberg Red Lists and IUCN (2017)

IUCN category	IUCN code	BaWü code	R_E
critically endangered	CR	1	8
endangered	EN	2	5
vulnerable	VU	3	2
near threatened	NT	V	0.5
conservation dependent	CD		0.5
data deficient (endangerment assumed)	DD	G	0.5
without endangerment		*	0.25

The determination of the ranking value R_{GF} (relative ratio of occupied ordnance survey maps) in Table 5-2 is analogous to the classification of Krüger et al. (2014). Where surveys on the basis of ordnance survey quadrants (OSQ) were available, these were used as an alternative.

Table 5-2: Derivation of the ranking value R_{GF} from the ratio of occupied ordnance survey maps (OSM) or ordnance survey quadrants (OSQ)

Percentage of occupied OSM or OSQ (%)	R_{GF}
0 – 10	10
11 – 20	9
21 – 30	8
31 – 40	7
41 – 50	6
51 – 60	5
61 – 70	4
71 – 80	3
81 – 90	2
91 – 100	1

Where the decision is made to consider the R_F factor, the count size of bird territories or breeding pairs (Krüger et al. 2014) must be transferred for other species (groups) (cf. Table 5-3). The required stock numbers can often be taken from statewide surveys, atlas works or basic faunistic works, which are available in Baden-Württemberg for many animal groups (e.g. Laufer et al. 2007).

- Mosses and Vascular Plants: small-scale occurrences (column A)
- Bats: Individuals (column A) or frequency information (column B)
- Beaver: Individuals (column A)
- Amphibians & Reptiles: Observations are equated with callers or territories, but presumably still strongly underestimated (column A)
- Dragonflies: Small-scale occurrences, populated waters or water sections (column A)
- Xylobionte Beetles: Breeding trees (column A)
- Butterflies: Small-scale occurrences (column A)
- Fish and Cyclostomes: Frequency information, which is interpolated over all ordnance survey maps (Column B)
- Molluscs: Frequency information, which is interpolated over all ordnance survey maps (Column B)

Table 5-3: Derivation of the ranking value R_F from the abundance of species in Baden-Württemberg based on Krüger et al. (2014) (column A: mosses and vascular plants, mammals, amphibians, reptiles, dragonflies, xylobionte beetles, butterflies; B: fish and cyclostomes, molluscs)

A number	B category	R_F
1 – 3		10
4 – 12	extremely rare	9
13 – 60		8
61 – 250	rare	7
251 – 1000		6
1001 – 4000	fairly frequent	5
4001 – 15500		4
15501 – 61000		3
61001 – 265000	frequent	2
> 265000	ubiquitous	1

The SAV represents the areal ecological value of all species considered. It is calculated for the species inventories of a study area from the sum of all species values SV. The assessment does not include punctual species evidence but rather their spatial living space (animals' habitat).

For Natura 2000 sites, these living spaces are usually already delimited in the associated management plans. The living spaces of the herpetofauna species can be estimated depending on the groundwater level using the data in basic literature (e.g. Laufer et al. 2007). To do this, the species discovery points are buffered in a GIS with the respective radius of action and then intersected with data sets of morphology and land use.

Unlike biotope types, the living spaces of several species can overlap. For all considered species n , indexed by the subscript i , with $i \in \mathbb{Z}^+$, a geo-grid of the study area with the presence or absence P (*presence* = 1, *absence* = 0) of the respective species is therefore created. The calculations were carried out on the basis of geo-grids with a cell size of 5*5 m in the R environment (R Core Team 2014).

$$SAV' = \sum_{i=0}^n P_i * SV_i \quad (5-2b)$$

The SAV is normalised to a value range from 0 to 1 for calculation with the BAV:

$$SAV = \frac{SAV'}{\max(SAV')} \quad (5-3)$$

5.3.4 Biotic area value (BAV)

The BAV results from the intersection of HAV and SAV. The mean value is not calculated, but rather the maximum of both data sets is taken for each grid cell.

$$BAV = \max\{HAV, SAV\} \tag{5-4}$$

5.3.5 Hydroecologic vulnerability (heV)

To optimise groundwater abstraction management, special attention is paid to the groundwater dependency *GWD* and groundwater influence *GWI*, where it is possible in principle to consider other factors as a substitute (e.g. disturbances due to leisure use, drought, nitrogen inputs, invasion of neobiota, and pollution). Two further factors are implemented in order to calculate the proportion of the area value dependent on groundwater and the hydroecological vulnerability (cf. Figure 5-3):

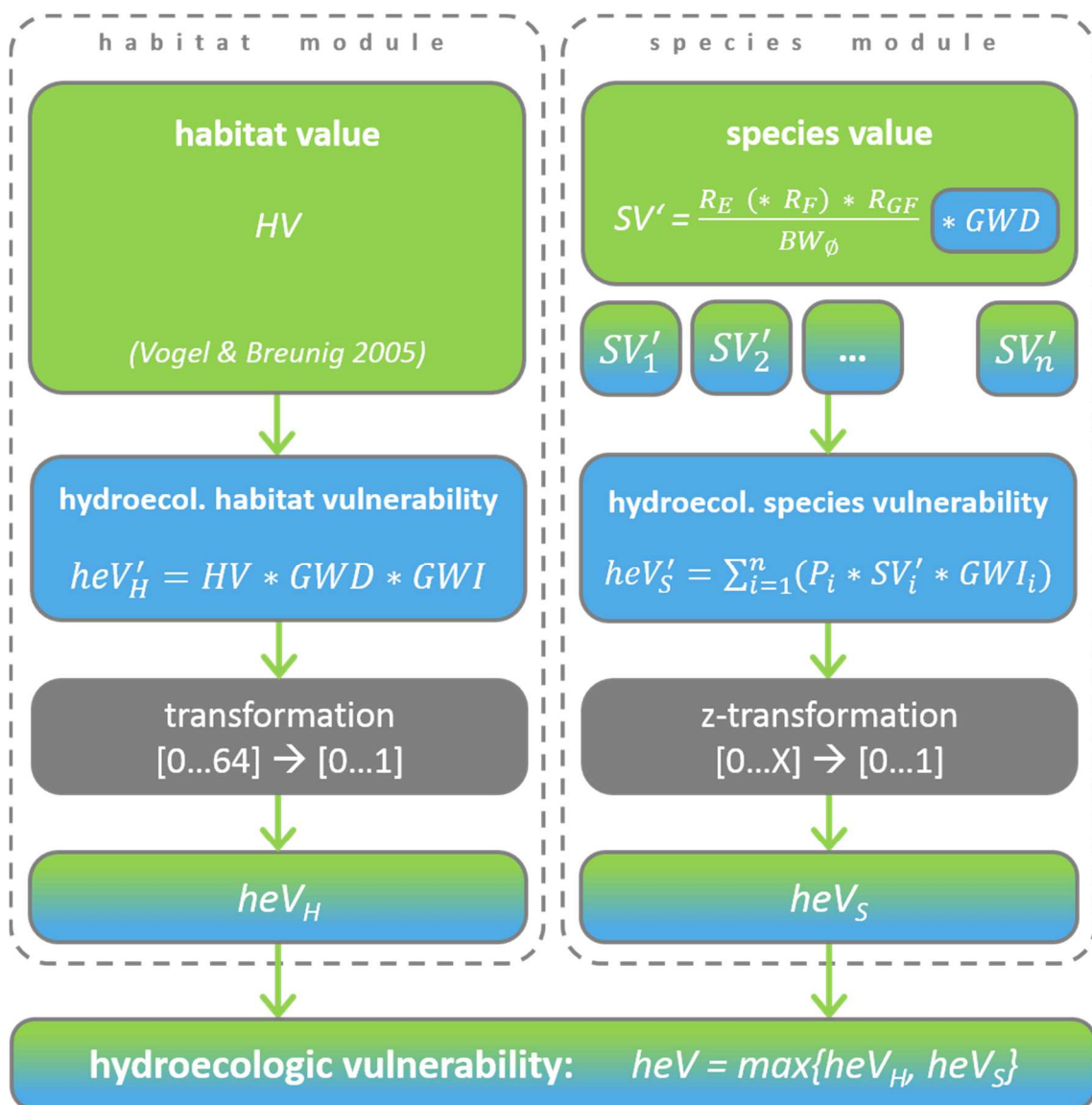


Figure 5-3: Calculation of the heV within a grid cell

The *GWD* indicates whether a habitat or species is directly or indirectly dependent on groundwater, or the proportion of it that is dependent on groundwater. This has implications for the vulnerability (Kløve, Ala-aho, et al. 2011; Whiteman et al. 2010). Habitat and species values are multiplied by this factor. Table 5-4 shows the scaling.

Table 5-4: Groundwater dependency (GWD) scale

Category	Groundwater dependency of habitat / species	GWD
4	Very high: Occurrence is directly and very strongly dependent on the groundwater level	1.00
3	High: Occurrence is strongly or indirectly very strongly dependent on the groundwater level	0.75
2	Medium: Occurrence is fairly or indirectly strongly dependent on the groundwater level	0.50
1	Low: Occurrence is slightly or indirectly dependent on the groundwater level	0.25
0	Not existing: Occurrence is completely independent of the groundwater level	0

To take into account the local groundwater depths, any previous damage to habitats and changes in groundwater levels in the assessment, the influence of the groundwater level is estimated using the *GWI* factor. The *GWI* is determined in a scalar manner on the basis of the groundwater distance:

To calculate *GWI*, the two groundwater table distances WTD_1 (optimum groundwater level, $GWI = 1$) and WTD_0 (maximum poor groundwater level, $GWI = 0$) shown in Figure 5-4 are specified for each habitat and species. Depending on the local mean groundwater table distance, *GWI* is interpolated linearly between the two thresholds.

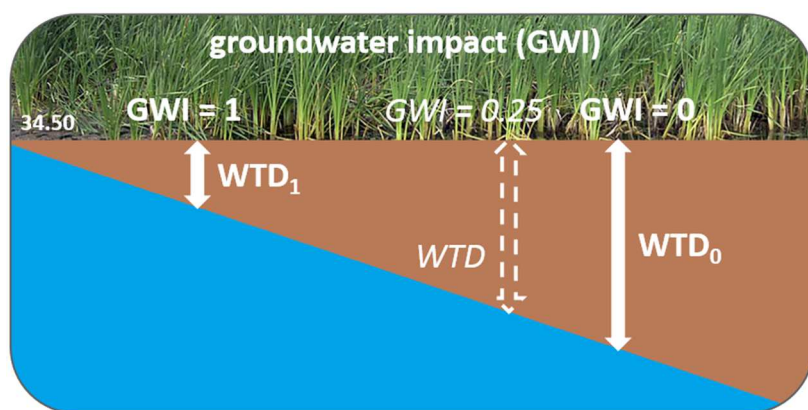


Figure 5-4: Linear interpolation of the groundwater impact *GWI* between the groundwater table depths WTD_1 and WTD_0

WTD_1 and WTD_0 were determined according to best expert knowledge, whereby the local soil properties and the local groundwater dynamics were not taken into account. Further research efforts are needed to define

these thresholds as precisely as possible (EU 2011). In the present study, WTD_0 tended to be set rather low (loss of groundwater influence at relatively high groundwater table distances), which allowed the most accurate representation of the gradual loss in value with lowering of the groundwater level.

The hydroecological species vulnerability heV_S of a grid cell is calculated taking into account the GWD and the local mean GWI :

$$heV_S' = \sum_{i=0}^n P_i * SV_i * GWD_i * GWI_i \quad (5-5)$$

In an analogous way, the heV_H' is calculated by multiplication with GWD and GWI , although here several data sets do not overlap:

$$heV_H' = HV * GWD * GWI \quad (5-6)$$

Finally, the heV_S is generated by normalisation with the maximum value of the heV_S' . This means that only data sets with identical species sets used for assessment can be directly compared with each other. The addition of further species may change the area value. The transformation of the heV_H is carried out according to Figure 5-2.

$$heV_S = \frac{heV_S'}{\max(heV_S')} \quad (5-7)$$

The hydroecological vulnerability heV of a grid cell is determined by the maximum of the data sets heV_H and heV_S :

$$heV = \max\{heV_H, heV_S\} \quad (5-8)$$

5.4 Case study of drinking water catchment of the city of Karlsruhe

The city of Karlsruhe extracts drinking water for 400,000 people from four water protection areas around the city. For this purpose, an average of 25.4 million cubic metres of groundwater per year are extracted from the porous aquifer of the Upper Rhine Rift. In natural terms, the 440 km² management area can be divided into three longitudinal strips parallel to the river Rhine:

- In the west, the loamy floodplains of the Rhine with small groundwater depths of 0 to 3 m
- The central, widest strip of the sandy-gravelly lower terrace of the Rhine with groundwater depths of 4 to 8 m
- In the east, the depression of the running waters from the Black Forest and Kraichgau mountains with groundwater depths of 0 to 4 m

The assessment of the *heV* shown in Figure 5-5 is based on the 57 legally protected habitats and on 40 species that are specially protected according to FFH Annex II (Council Directive 92/43/EEC) or that are specially protected species of herpetofauna according to BArtSchV Annex I, column 3.

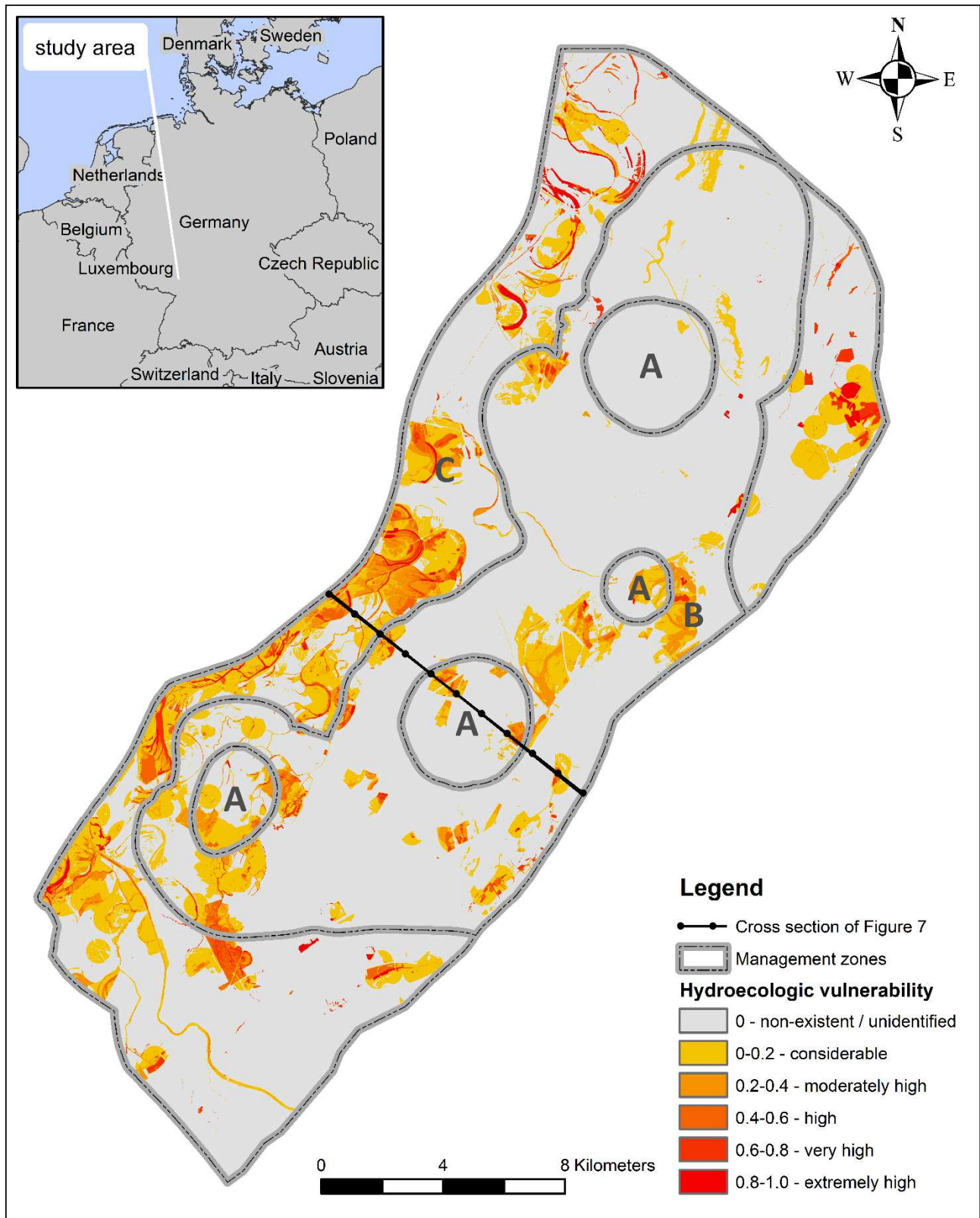


Figure 5-5: Hydroecologic vulnerability and management zones A, B, C by Wirsing et al. (2018) in the 440 km² groundwater management area of the public utilities of Karlsruhe

The management zones A, B, and C determined in Wirsing et al. (2018a) represent areas in which, within the framework of groundwater resource management

- A groundwater levels can be raised by > 10 cm for short periods of time,
- B groundwater levels are influenced by abstraction, but can only be influenced in the medium to long term,
- C groundwater levels are scarcely influenced (< 10 cm) by the abstraction and cannot be modified.

The western strip, which is formed by the alluvial flood plain with numerous groundwater-dependent ecosystems, is characterised by a relatively high *heV*. The most southern waterworks (in the most southern zone A) extracts groundwater in this area.

The central strip, which is formed by the lower terrace of the Rhine and, with the exception of excavations for the mining of sand and gravel, has larger depth to groundwater table, is characterised by a low *heV*. In this area there are two water catchments: The northern one without, and the southern one with some terrestrial groundwater-dependent ecosystems in excavation areas.

In the eastern strip, the floodplain of the Black Forest's marginal waters, groundwater-dependent habitat and species occurrences are increasing again, which leads to an increased *heV*.

Based on the management options from Wirsing et al. (2018a) and the *heV* described here, groundwater abstraction management can be ecologically optimised.

5.5 Discussion

In order to investigate the significance of the R_F factor, a sensitivity analysis was performed. The *heV_s* was calculated with and without consideration of the R_F factor. The following histograms (Figure 5-6) and a cross-section of the management area (Figure 5-7) indicate that the calculation of the SV by the factors R_E and R_{GF} alone produces very comparable results. Especially against the background of the strong autocorrelation with the R_E factor, the R_F factor seems to be dispensable, which allows the simplified calculation of the SV in formula 1b.

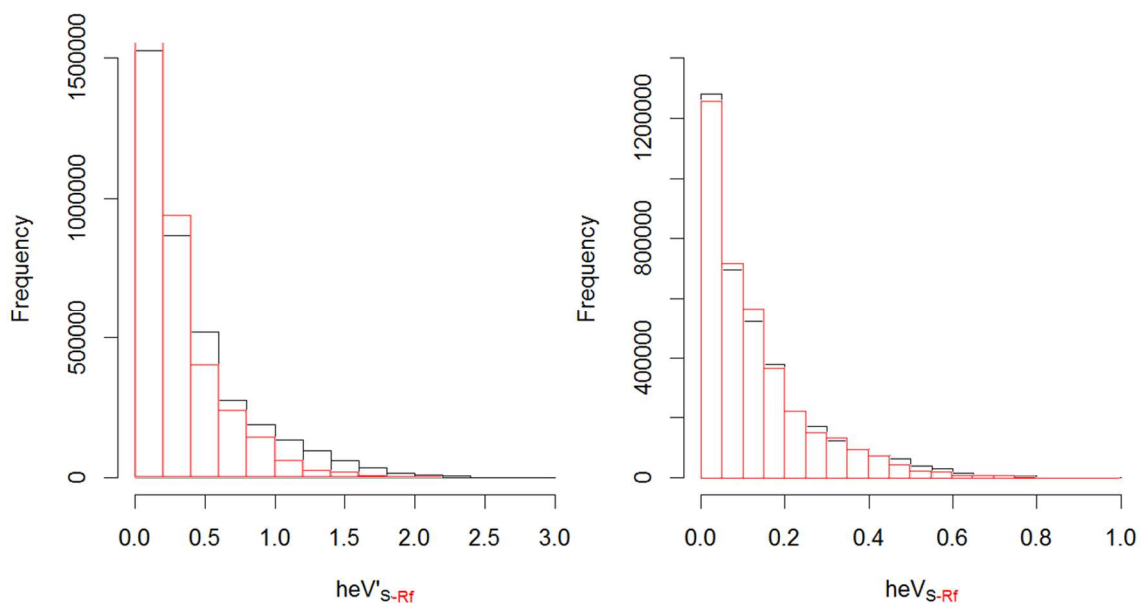


Figure 5-6: Histograms of the untransformed *heV_s*' and the normalised *heV_s* calculated in the management area with (black) and without (red) consideration of the R_F factor

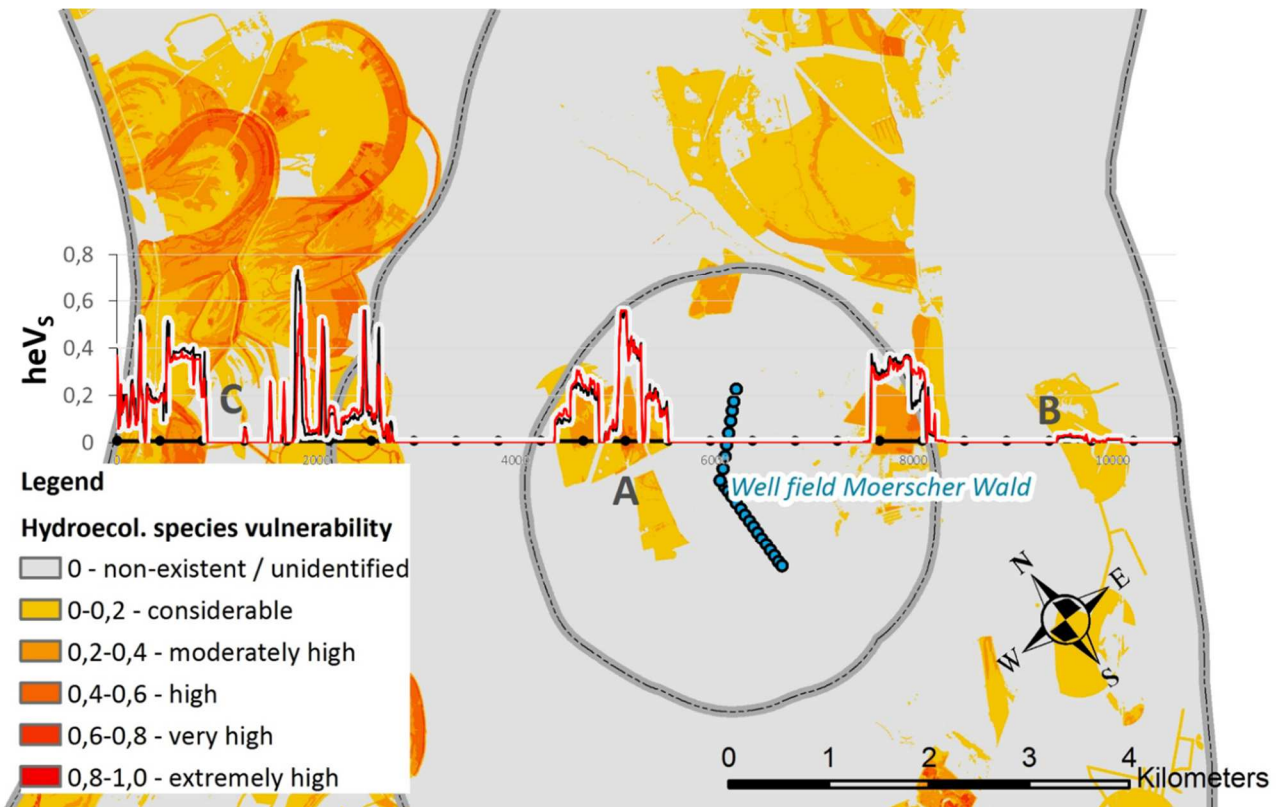


Figure 5-7: Cross-section (cf. Figure 5-5) of the calculated *heVs* with (black) and without (red) consideration of the *RF* factor

The assessment of the *SAV* or the *heVs* can be carried out taking four areas into account (cf. Figure 5-8):

- Reproduction sites
- Main living spaces (animal habitats)
- Potential main living spaces
- Maximum action areas

Particularly with regard to groundwater dependency, reproduction sites are often the areas most at risk. However, the main living space can also show a groundwater-dependency, at least indirectly in terms of the food available. Potential main living spaces may include unconnected sub-areas. The assessment of action areas could be used to identify potential hazards. In this study, the assessment was carried out on the basis of the main living sites, partly because these are already identified in the management plans of the Natura 2000 sites.

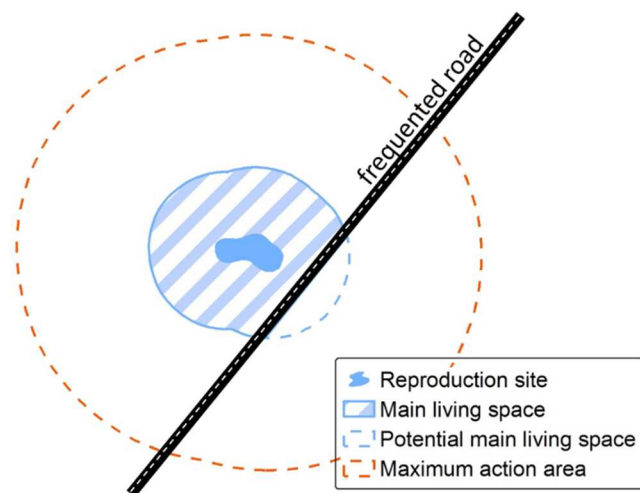


Figure 5-8: Four possible area approaches to be valued of a groundwater-dependent amphibian species

When calculating the *heV* and in particular the *heV_H*, the habitat value can be reduced from 100 % to 0 % by lowering the groundwater level, depending on the *GWD* and *GWI*. On the one hand, this does not take into account the fact that a lowering of the groundwater level results in a different type of habitat whose value is not equal to zero. On the other hand, small point values may be obtained that fall outside the permissible value range for the corresponding habitat in Vogel & Breunig (2005). This does not affect the determination of the *heV*. A recalculation of the values obtained in habitat value points, and an application of the method in the intervention of compensation balancing, are therefore not possible without further effort.

When determining the *BAV* or *heV*, the maximum existing value from *HAV* and *SAV* or from *heV_H* and *heV_S* is used for each grid cell. Averaging was deliberately omitted, as otherwise a devaluation would take place if only one value were present. Inversely, however, the module with the lower value is not taken into account. As the protected habitats used often have the higher values and these values already partly contain the habitat function for animals, this procedure seemed to be most conclusive.

In this study, the hydroecological vulnerability was derived from the method as an example. Taking other factors into account (e.g. disturbances caused by leisure activities, drought, nitrogen input, invasion of neobiota, and pollution), further vulnerabilities can be derived.

5.6 Conclusions

Based on established vegetation science and avifaunistic assessment methods from environmental planning, an easy-to-use and internationally transferable method has been developed. Besides considering habitats, any species or groups of species with their living habitats can also be included in the assessment. In addition to the nature conservation value as a habitat function for plant and animal species, which has been evaluated on a spatial basis, special requirements and boundary conditions can be integrated. In the present example, these are groundwater dependency and groundwater influence, to estimate the hydroecological vulnerability. Other vulnerability assessments are also possible.

In the case of identical data bases (e.g. Natura 2000 FFH or SPA areas with the appendices of their respective directives), the biotic value of different areas can be directly compared. This is equally relevant for technical and landscape planning as for political steering processes. In the same way, the change in the biotic value over the years can be documented within the framework of monitoring or with regard to reporting obligations (cf. also Wirsing & Wirsing 2017). Based on this assessment, hydroecologically sensitive areas are identified and evaluated for the exemplary water supplier. Taking into account the hydroecological needs of the occurring habitats and species and overlaying them with the zones of an extraction management (Wirsing et al. 2018a), an ecologic groundwater resource management can be developed.

For the long-term achievement of the most sustainable groundwater extraction possible in the Natura 2000 areas, and for the avoidance of socio-ecological conflicts, further management challenges such as reliability of supply, water quality, water price, energy and CO₂ savings must be taken into account (cf. Etxano et al. 2015).

6 Ableitung eines ökologischen Entnahmemanagements für die Stadtwerke Karlsruhe

6.1 Zonierungskonzept

Zur schnellen Einschätzung, wo ein Biotop, Lebensraumtyp oder Artvorkommen im Bewirtschaftungsgebiet liegt, wurde in Wirsing et al. (2018) eine Unterteilung in drei Bewirtschaftungszonen vorgenommen:

- Zone A: Wirkraum eines ökologischen Entnahmemanagements, innerhalb dessen binnen acht Wochen die Grundwasserstände durch eine Verlagerung der Grundwasserentnahme um ≥ 10 cm angehoben werden können (vgl. Kapitel 4)
- Zone B: Wirkraum der Grundwasserabsenkung mit einer Absenkung von ≥ 10 cm, wobei die Grundwasserstände im Rahmen des (kurzfristigen) ökologischen Entnahmemanagements nicht bzw. marginal verändert werden können (< 10 cm binnen acht Wochen)
- Zone C: Randliches Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe, in dem die Grundwasserabsenkung < 10 cm beträgt und kein Steuerungspotential im Rahmen eines ökologischen Entnahmemanagements vorhanden ist.

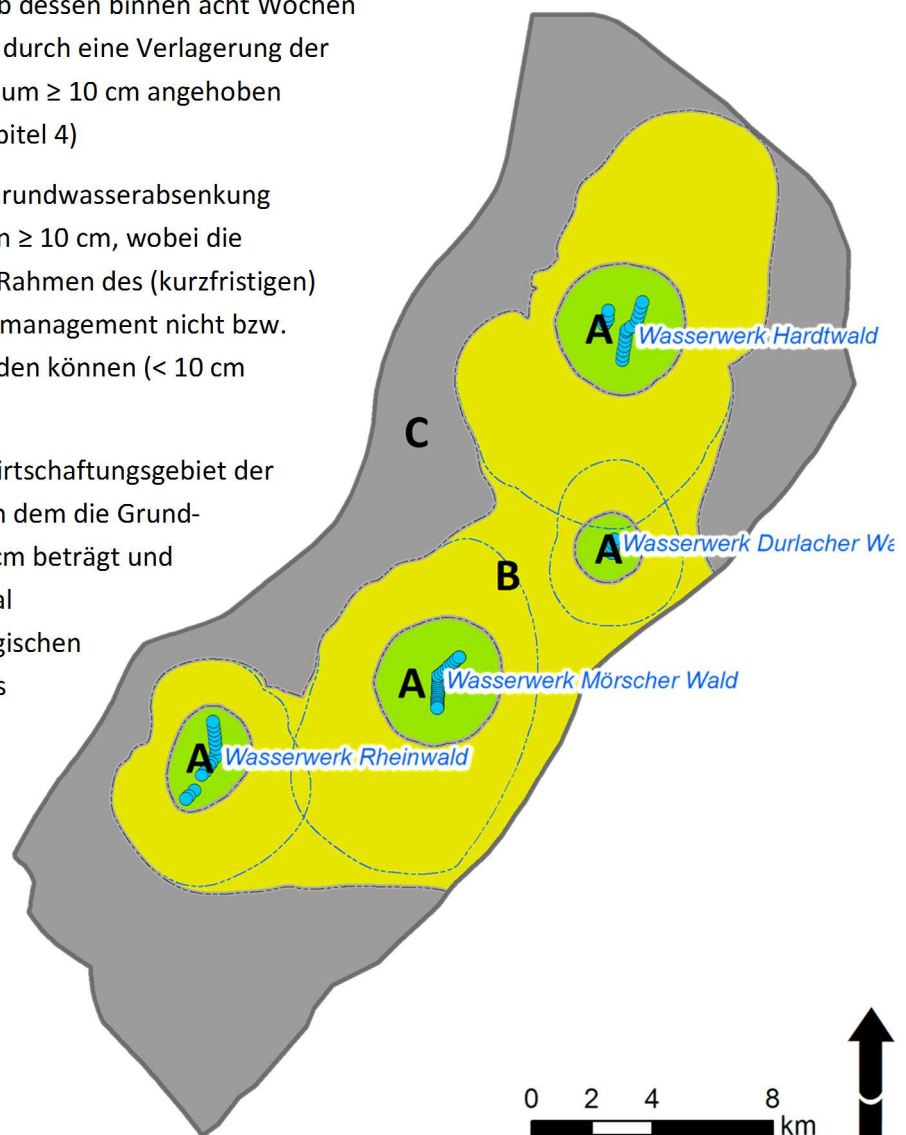


Abbildung 6-1: Bewirtschaftungszonen der Stadtwerke Karlsruhe

Die in Tabelle 6-1 aufgeführten Natura 2000-Schutzgebiete überlappen sich mit dem Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe.

Tabelle 6-1: Natura2000-Schutzgebiete im Untersuchungsgebiet in Überlappung mit den Entnahmetrichtern sowie dem Wirkraum eines ökologischen Entnahmemanagements in der Trinkwassergewinnung der Stadtwerke Karlsruhe

FFH-Nr.	Name (Bearbeitung)	Bearbeitungsstand	Absenkraum	Wirkraum
6816-341	Rheinniederung von Karlsruhe bis Philippsburg (ILN 2009a)	MaP-Endfassung 2/2010	WWHW (randl.)	-
6916-341	Alter Flugplatz Karlsruhe (RPK 2015)	MaP-Endfassung 5/2015	WWHW	-
6916-342	Hardtwald zwischen Graben und Karlsruhe (ILN 2009b)	MaP-Endfassung 1/2011	WWHW	WWHW
6917-311	Kinzig-Murg-Rinne und Kraichgau bei Bruchsal	Beginn Planerstellung 6/2016	WWHW (randl.)	-
7015-341	Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe (RPK 2016b)	MaP-Offenlage 11/2016	WWMW (randl.) WWRW	WWRW
7016-341	Hardtwald zwischen Karlsruhe und Muggensturm (RPK 2013a)	MaP-Endfassung 12/2013	WWDW (randl.) WWMW	WWMW
7016-343	Oberwald und Alb in Karlsruhe (RPK 2014)	MaP-Endfassung 1/2015	WWDW	WWDW
7017-342	Pfingzgau West (RPK 2011)	MaP-Endfassung 8/2011	-	-
7116-342	Wiesen und Wälder bei Malsch (Breunig 2010)	MaP-Endfassung 6/2011	WWMW (randl.)	-
7214-342	Bruch bei Bühl und Baden-Baden (RPK 2013b)	MaP-Endfassung 9/2013	-	-
SPA-Nr.	Name	Bearbeitungsstand	Absenkraum	Wirkraum
6816-401	Rheinniederung Karlsruhe - Rheinsheim	Meldung 2007	WWHW (randl.)	-
6916-441	Hardtwald nördlich von Karlsruhe (ILN 2012)	MaP-Endfassung 1/2013	WWHW	WWHW
7015-441	Rheinniederung Elchesheim - Karlsruhe	MaP-Offenlage 11/2016	-	-
7114-441	Rheinniederung von der Rench- bis zur Murgmündung (RPK 2016b)	Beginn Planerstellung 6/2016	-	-

6.2 Inventar ökologischer Schutzgüter im Bewirtschaftungsgebiet

Das Inventar ökologischer Schutzgüter innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets der Stadtwerke Karlsruhe wird in den folgenden Tabellen aufgeführt.

- Tabelle 6-5: Nach § 30 BNatSchG und § 33 NatSchG Baden-Württemberg sowie nach § 30a LWaldG Baden-Württemberg geschützte Biotope
- Tabelle 6-6: FFH-Lebensraumtypen (LRT) Anhang I
- Tabelle 6-7: Anhang II-Arten der FFH-Richtlinie, streng geschützte Amphibien- und Reptilienarten nach Anlage 1 Spalte 3 der BArtSchV, Anhang I- und Artikel 4 (2)-Arten der Vogelschutzrichtlinie

Innerhalb der Tabellen ist für jedes Wasserwerk dargestellt, welche Vorkommen im Wirkraum eines ökologischen Entnahme-Managements (Zone A) liegen und welche zwar außerhalb dieses Wirkraums aber noch innerhalb des Absenkrichters (Zone B) liegen. Mit den tabellarischen Zusammenstellungen korrespondieren die im Anhang befindlichen Steckbriefe derjenigen Schutzgüter, die innerhalb der Zone A liegen und für die eine Abhängigkeit vom Entnahme- oder WSG-Management besteht. Es wird der Einfluss der Grundwasserabsenkung auf diese LRT, Biotope und Arten diskutiert. Gegebenenfalls werden Möglichkeiten genannt, den Erhaltungszustand der jeweiligen Vorkommen und Populationen im Rahmen der Bewirtschaftung zu verbessern.

Zur schnellen Einschätzung des Einflusses des Grundwasserstands sowie zur Bewertung des Potentials, mit dem die Stadtwerke in ihrem WSG-Management Einfluss auf den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen, Biotopen oder Artvorkommen nehmen kann, sind jeweils Übersichtstabellen angelegt. Die Tabelle 6-2 bis Tabelle 6-4 zeigen die Legende.

Eine direkte Grundwasserabhängigkeit besteht für Organismen, deren Vorkommen unmittelbar an einen hohen Grundwasserstand gekoppelt ist. Dies ist beispielsweise für die Ufer-Segge (*Carex riparia*) der Fall. Diese Art ist an nasse und wechselfeuchte Standorte gebunden. Gehen diese Standortfaktoren durch eine Absenkung des Grundwassers verloren, so verschwindet die Art. Eine indirekte Grundwasserabhängigkeit besteht für Organismen, deren Nahrung oder Habitat mittel bis stark vom Grundwasserstand abhängen oder die nur in einzelnen Jahren hohe Grundwasserstände benötigen. Ein Beispiel wäre der Mittelspecht (*Dendrocopus medius*), der eine starke Bindung an Alteichen (*Quercus spec.*) aufweist. Die Alteichen wiederum können je nach Standort durch eine Absenkung des Grundwasserspiegels geschädigt werden.

Tabelle 6-2: Legende zum Vorkommen im Bewirtschaftungsgebiet

Verbreitung Biotoptyp / Lebensraumtyp / Art	
	Keine Daten
	Vorkommen / Lebensstätte
	Kein Vorkommen / keine Lebensstätte

Tabelle 6-3: Skala zur Abschätzung der Abhängigkeit vom Grundwasserstand (GWD – groundwater dependency)







Grundwasserabhängigkeit Biotoptyp / Lebensraumtyp / Artvorkommen		Faktor
	0 – Nicht vorhanden: Vorkommen ist vollständig unabhängig von der Höhe des GWS	0
	1 – Gering: Vorkommen ist schwach oder indirekt von der Höhe des GWS abhängig	0,25
	2 – Mittel: Vorkommen ist mittel oder indirekt stark von der Höhe des GWS abhängig	0,50
	3 – Hoch: Vorkommen ist stark oder indirekt sehr stark von der Höhe des GWS abhängig	0,75
	4 – Sehr hoch: Vorkommen ist direkt und sehr stark von der Höhe des GWS abhängig	1,00
	0 – 4: Je nach Standort nicht vorhanden bis sehr hoch (Beispiel für von...bis GWD)	1,00

Tabelle 6-4: Abstufung des Potentials zur Förderung des Erhaltungszustands von Biotoptypen oder Arten im Entnahme- und Wasserschutzgebiets-Management

Potential zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Biotope / Artpopulationen im Rahmen des Entnahme-Managements in der Zone A
0 – Nicht vorhanden: Vorkommen sind nicht durch Aktivitäten der Wasserwirtschaft beeinflussbar
1 – Gering: Vorkommen durch beschriebene Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen in geringem Maße förderbar
2 – Mittel: Vorkommen durch beschriebene Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen förderbar
3 – Hoch: Vorkommen durch beschriebene Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen stark förderbar

6.2.1 Vorkommende Biotypen der Offenland- und Waldbiotopkartierung

Tabelle 6-5: Im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe vorkommende, nach § 30 BNatSchG oder § 33 NatSchG geschützte Biotope und Angabe des Managementpotentials (grün/orange: mit/ohne Vorkommen in entsprechender Zone; Wasserwerkskürzel: HW Hardtwald, DW Durlacher Wald, MW Mörscher Wald, RW Rheinwald; *zusätzliches Förder-/Erhaltungspotential im Rahmen des Grünflächen- und WSG-Managements vorhanden)

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
CODE – BIOTOP-TYP							
12.12 – Naturnaher Abschnitt eines Flachlandbachs		Orange	Orange	Orange	2	Green	Green
13.21 – Tümpel		2	2	2	2	Green	Green
13.32 – Altwasser		Orange	Orange	Orange	1	Orange	Green
13.81 – Naturnaher Bereich eines Sees, Weihers oder Teichs		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
23.10 – Hohlweg		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green
23.40 – Trockenmauer		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green
32.20 – Kleinseggen-Ried basenreicher Standorte		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green
32.30 – Waldfreier Sumpf		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
32.31 – Waldsimsen-Sumpf		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
32.32 – Schachtelhalm-Sumpf		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
32.33 – Sonstiger Waldfreier Sumpf		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
33.10 – Pfeifengras-Streuwiese		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
33.20 – Nasswiese		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
33.43 – Magerwiese mittlerer Standorte		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
34.11 – Tauch- oder Schwimmblattvegetation der Fließgewässer		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
34.12 – Tauch- oder Schwimmblattvegetation der Stillgewässer		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
34.50 – Röhricht		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
34.51 – Ufer-Schilfröhricht		Orange	Orange	0	2*	Green	Green
34.52 – Land-Schilfröhricht		Orange	Orange	0	2*	Green	Green
34.53 – Rohrkolben-Röhricht		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
34.55 – Röhricht des Großen Wasserschwadens		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
34.56 – Rohrglanzgras-Röhricht		Orange	Orange	Orange	1	Green	Green

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
CODE – BIOTOP-TYP							
34.59 – Sonstiges Röhricht			1				
34.60 – Großseggen-Ried							
34.61 – Steifseggen-Ried							
34.62 – Sumpfseggen-Ried					2*		
34.63 – Schlankseggen-Ried					2*		
34.68 – Kammseggen-Ried							
34.69 – Sonstiges Großseggen-Ried							
35.20 – Saumvegetation trockenwarmer Standorte		0					
35.40 – Hochstaudenflur							
35.41 – Hochstaudenflur quelliger, sumpfiger oder mooriger Standorte							
36.40 – Magerrasen bodensaurer Standorte		0					
36.50 – Magerrasen basenreicher Standorte							
36.60 – Sandrasen							
36.62 – Sandrasen kalkfreier Standorte				0			
41.00 – Feldgehölze und Feldhecken							
41.10 – Feldgehölz		0		0	0		
41.20 – Feldhecke							
41.22 – Feldhecke mittlerer Standorte		0		0	0		
41.23 – Schlehen-Feldhecke				0			
41.24 – Hasel-Feldhecke							
41.25 – Holunder-Feldhecke							
42.14 – Sanddorn-Gebüsch		0					
42.30 – Gebüsch feuchter Standorte				2			
42.31 – Grauweiden- oder Ohrweiden-Feuchtgebüsch				2	3*		
52.11 – Schwarzerlen-Bruchwald					2		
52.21 – Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald			2		1		
52.33 – Gewässerbegleitender Auwaldstreifen			0				

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
CODE – BIOTOP-TYP							
53.10 – Eichen- oder Hainbuchen-Eichen-Wald trockenwarmer Standorte		0		0	0		
53.40 – Kiefernwald trockenwarmer Standorte (mit besonderer Fauna)		0					
55.12 – Hainsimsen-Buchen-Wald				0			
55.50 – Traubeneichen-Buchen-Wald		0		0			
56.12 – Hainbuchen-Stieleichen-Wald					1		
56.40 – Eichen-Sekundärwald					0		
58.20 – Sukzessionswald aus Laub- und Nadelbäumen				0			
58.40 – Sukzessionswald aus Nadelbäumen				0			

Die im Anhang kurz vorgestellten, nach § 30 BNatSchG und § 33 NatSchG BW sowie nach § 30a LWaldG BW geschützten Biotoptypen, liegen im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe. Die Daten wurden über den Daten- und Kartendienst der LUBW¹ bezogen. Die Datensätze der Offenlandbiotopkartierung (LUBW 2009) konnten direkt in die Auswertungen einbezogen werden. Die Datensätze der Waldbiotopkartierung (FVA 2016) mussten zunächst über ihre Attributierung den entsprechenden Biotoptypen zugewiesen werden.

Die Steckbriefe wurden wo möglich wörtlich aus LUBW (2009) und aus den Beschreibungen der FFH-Lebensraumtypen² übernommen. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“ sowie „Konflikte und Potentiale im WSG-Management“ wurden ergänzt. Beschreibungen wurden nur für diejenigen Biotoptypen erstellt, für die Vorkommen in Zone A oder B vorliegen und für die eine Grundwasserabhängigkeit oder ein Potential zur Förderung der Bestände von Seiten der Stadtwerke Karlsruhe vorhanden ist.

¹ <https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/41531/> (22.11.2017)

² <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/44485/> (16.11.2017)

6.2.2 Vorkommende Lebensraumtypen (LRT)

Tabelle 6-6: FFH-Lebensraumtypen aus Anhang I der FFH-Richtlinie und Angabe des Managementpotentials
 (grün/orange: mit/ohne Vorkommen in entsprechender Zone; Wasserwerkskürzel: HW Hardtwald, DW Durlacher Wald, MW Mörscher Wald, RW Rheinwald; *zusätzliches Förder-/Erhaltungspotential im Rahmen des Grünflächen- und WSG-Managements vorhanden)

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
LRT-NR. – FFH-LEBENSRAUMTYP							
2330 – Binnendünen mit Magerrasen		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
3130 – Nährstoffarme bis mäßig nährstoffarme Stillgewässer		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green
3140 – Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armleuchteralgen		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green
3150 – Natürliche nährstoffreiche Seen		Orange	0	Orange	Orange	Green	Green
3260 – Fließgewässer mit flutender Wasservegetation		Orange	0	Orange	Orange	Green	Green
3270 – Schlammige Flussufer mit Pioniervegetation		Orange	0	Orange	Orange	Green	Green
6210 – Kalkmagerrasen		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
6230* – Artenreiche Borstgrasrasen		0	Orange	Orange	Orange	Green	Orange
6410 – Pfeifengraswiesen		Orange	Orange	Orange	Orange	Green	Green
6430 / 6431 – Feuchte Hochstaudenfluren		Orange	0	Orange	Orange	Green	Green
6510 – Magere Flachland-Mähwiesen		0*	Orange	Orange	3	Green	Green
9110 – Hainsimsen-Buchenwald		0	Orange	0	Orange	Green	Green
9160 – Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald		Orange	Orange	Orange	2	Green	Green
9190 – Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen		0	Orange	0	Orange	Green	Green
91E0* – Auenwälder mit Erle, Esche und Weide		Orange	0	Orange	0	Green	Green
91F0 – Hartholzauenwälder		Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Green

Die im Anhang kurz vorgestellten LRT liegen im Wirkraum der Grundwasserentnahme der Karlsruher Wasserwerke. Die Steckbriefe wurden von der LUBW¹ erstellt. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“ sowie „Konflikte und Potentiale im WSG-Management“ wurden ergänzt.

¹ <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/44485/> (16.11.2017)

6.2.3 Vorkommen behandelter naturschutzrelevanter Arten

Tabelle 6-7: Anhang II-Arten der FFH-Richtlinie, streng geschützte Amphibien- und Reptilienarten nach Anlage 1 Spalte 3 der BArtSchV, Anhang I- und Artikel 4 (2)-Arten der Vogelschutzrichtlinie und Angabe des Managementpotentials (grün/orange: mit/ohne Vorkommen, grau: keine Daten; Wasserwerkskürzel: HW Hardtwald, DW Durlacher Wald, MW Mörscher Wald, RW Rheinwald; *zusätzliches Förder-/Erhaltungspotential im Rahmen des Grünflächen- und WSG-Managements vorhanden)

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
GEFÄSSPFLANZEN UND MOOSE							
1381 – Grünes Besenmoos (<i>Dicranum viride</i>)			0	0	0		
1428 – Kleefarn (<i>Marsilea quadrifolia</i>)							
SÄUGETIERE							
1323 – Bechsteinfledermaus (<i>Myotis bechsteini</i>)		1*	1*	1*	1*		
1324 – Großes Mausohr (<i>Myotis myotis</i>)		*	2*	2*	2*		
1337 – Eurasischer Biber (<i>Castor fiber</i>)							
AMPHIBIEN							
1166 – Kammmolch (<i>Triturus cristatus</i>)			0		0*		
1193 – Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)					1*		
1197 – Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)				2			
1201 – Wechselkröte (<i>Bufo viridis</i>)		0			2*		
1202 – Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)			2	3			
1203 – Europäischer Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)							
1207 – Kleiner Wasserfrosch (<i>Rana lessonae</i>)							
1209 – Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)		0	0	0	3*		
REPTILIEN							
1256 – Mauereidechse (<i>Podarcis muralis</i>)			0*				
1261 – Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>)		0*	0*	0*	0*		
1283 – Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>)				0*			
LIBELLEN							
1037 – Grüne Flussjungfer (<i>Ophiogomphus cecillia</i>)			0				

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
1044 – Helm-Azurjungfer (<i>Coenagrion mercuriale</i>)							
KÄFER							
1088 – Heldbock (<i>Cerambyx cerdo</i>)		0	2*	0	2*		
1083 – Hirschkäfer (<i>Lucanus cervus</i>)		0	0	0	1		
1084 – Eremit (<i>Osmoderma eremita</i>)		0					
1086 – Scharlachkäfer (<i>Cucujus cinnaberinus</i>)			2		2		
TAG- UND NACHTFALTER							
1059 – Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (<i>Maculinea teleius</i>)					2		
1060 – Großer Feuerfalter (<i>Lycaena dispar</i>)					2		
1061 – Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (<i>Maculinea nausithous</i>)					3		
1078 – Spanische Flagge* (<i>Euplagia quadripunctaria</i>)		0					
FISCHE UND RUNDMÄULER							
1096 – Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)			0				
1134 – Bitterling (<i>Rhodeus sericeus</i>)							
1099 – Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>)							
1163 – Groppe (<i>Cottus gobio</i>)							
1106 – Lachs (<i>Salmo salar</i>)							
1102 – Maifisch (<i>Alosa alosa</i>)							
1095 – Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i>)							
1130 – Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)							
1145 – Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)					2*		
1149 – Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)							
MOLLUSKEN							
1016 – Bauchige Windelschnecke (<i>Vertigo moulinsiana</i>)							
1332 – Kleine Flussmuschel (<i>Unio crassus</i>)							
1014 – Schmale Windelschnecke (<i>Vertigo angustior</i>)							
4056 – Zierliche Tellerschnecke (<i>Anisus vorticulus</i>)							

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
VÖGEL (Code – Name – Status)							
A099 – Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>) – Brutvogel					*	*	
A336 – Beutelmeise (<i>Remiz pendulinus</i>) – Brutvogel							
A272 – Blaukehlchen (<i>Luscinia svecica</i>) – Brutvogel							
A255 – Brachpieper (<i>Anthus campestris</i>) – Durchzügler							
A275 – Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>) – Brutvogel							
A298 – Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>) – Durchzügler							
A229 – Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>) – Brutvogel							
A193 – Flusseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>) – Brutvogel							
A193 – Flussuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>) – Durchzügler							
A383 – Grauammer (<i>Emberiza calandra</i>) – Durchzügler							
A234 – Grauspecht (<i>Picus canus</i>) – Brutvogel					*		
A321 – Halsbandschnäpper (<i>Ficedula albicollis</i>) – Brutvogel							
A246 – Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) – Brutvogel		*					
A207 – Hohltaube (<i>Columba oenas</i>) – Brutvogel							
A142 – Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>) – Durchzügler							
A052 – Krickente (<i>Anas crecca</i>) – Brutvogel							
A055 – Knäkente (<i>Anas querquedula</i>) – Durchzügler							
A238 – Mittelspecht (<i>Dendrocopus medius</i>) – Brutvogel			2	2	2		
A338 – Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>) – Brutvogel		*		*	*		
A300 – Orpheusspötter (<i>Hippolais polyglotta</i>) – Brutvogel							
A379 – Ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>) – Durchzügler							
A081 – Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>) – Brutvogel							
A341 – Rotkopfwürger (<i>Lanius senator</i>) – Brutvogel							
A074 – Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>) – Brutvogel					*		
A277 – Steinschmätzer (<i>Oenanthe oenanthe</i>) – Durchzügler							
A276 – Schwarzkehlchen (<i>Saxicola rubicola</i>) – Brutvogel							

SCHUTZGUT	GW-Abh.	Zone A HW	Zone A DW	Zone A MW	Zone A RW	Zone B	Zone C
A073 – Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>) – Brutvogel							
A236 – Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>) – Brutvogel							
A030 – Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>) – Durchzügler							
A059 – Tafelente (<i>Aythya ferina</i>) – Durchzügler							
A215 – Uhu (<i>Bubo bubo</i>) – Brutvogel							
A103 – Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>) – Brutvogel							
A118 – Wasserralle (<i>Rallus aquaticus</i>) – Brutvogel							
A031 – Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>) – Brutvogel				2	*		
A233 – Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>) – Brutvogel		*		*	*	*	
A072 – Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>) – Brutvogel							
A232 – Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>) – Durchzügler							
A260 – Wiesenschafstelze (<i>Motacilla flava ssp flava</i>) – Durchzügler							
A224 – Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>) – Brutvogel		*					
A022 – Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>) – Durchzügler							
A004 – Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>) – Brutvogel							

Die im Anhang kurz vorgestellten Arten sind geschützt als Anhang II-Arten der FFH-Richtlinie, streng geschützte Amphibien- und Reptilienarten nach Anlage 1 Spalte 3 der BArtSchV oder Anhang I- und Artikel 4 (2)-Arten der Vogelschutzrichtlinie. Sie weisen eine Grundwasserabhängigkeit auf, kommen im Untersuchungsgebiet vor und gingen in der Folge in die hydroökologische Vulnerabilitätsbewertung ein.

Die Arten-Steckbriefe wurden größtenteils von der LUBW¹ erstellt. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“, „Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet“ sowie „Konflikte und Potentiale im Entnahme- und WSG-Management“ wurden ergänzt. Die Daten zur Rasterfrequenz (R_{GF}-Wert) sowie zur Häufigkeit (R_F-Wert) (vgl. Kap. 6.3) sind aus den Grundlagenwerken für Baden-Württemberg entnommen oder abgeleitet, sofern sie nicht über die LUBW¹ in aktuellerer Form vorlagen.

¹ <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/49017/> (28.11.2017)

6.3 Bewertung der hydroökologischen Vulnerabilität (heV)

Die Bewertung geht über die Betrachtung der im Gebiet vorhandenen Biotoptypen hinaus, für die in Baden-Württemberg das Bewertungsverfahren von Vogel & Breunig (2005) etabliert ist. Das vorhandene Biotoptypenmodul (*engl. habitat module*) wird um ein analoges, eigenständiges Artmodul (*engl. species module*) ergänzt. Für die beiden resultierenden Layer der Biotoptypen- und Arten-Flächenwerte wird abhängig vom lokalen Grundwasserstand der Anteil des Flächenwertes ermittelt, der grundwasserabhängig ist. Bei einer Absenkung des Grundwasserspiegels kann dieser Wert verloren gehen, weshalb dieser als hydroökologische Biotop- bzw. Arten-Vulnerabilität bezeichnet wird. Durch die Verschneidung beider Layer lässt sich die hydroökologische Vulnerabilität *heV* (*hydroecologic vulnerability*) ermitteln. Aufbauend auf dieser Bewertung können stark grundwasserabhängige Biotope im Bewirtschaftungsgebiet identifiziert und hinsichtlich ihres Werts verglichen werden.

Die Abbildung Figure 5-3 zeigt die Bewertungsschritte und Faktoren, die in Kapitel 5 detailliert beschrieben sind.

6.3.1 Lokale Daten und Tabellen

Über die in Kapitel 5 hinaus vorgestellte Vorgehensweise sind im Folgenden noch die für Baden-Württemberg verwendeten Grundlagenwerke aufgeführt. Der Rangwert R_r wurde in 10-stufiger Skala gemäß Krüger et al. (2014) ermittelt, wobei die an Vögeln festgemachte Zählgröße Reviere bzw. Brutpaare für andere Tierarten und -gruppen übertragen werden muss (vgl. Tabelle 6-8):

- Moose und Gefäßpflanzen: Kleinräumige Vorkommen (Spalte A)
- Fledermäuse: Individuen (Spalte A) oder Häufigkeitsangaben (Spalte C) in Braun (2003)
- Biber: Individuen (Spalte A), lt. Agrarministerium (2018, s. Artkapitel)
- Amphibien: Beobachtungen werden mit Rufern oder Revieren gleichgesetzt, dabei vermutlich immer noch starke Unterschätzung (Spalte A), Laufer et al. (2007)
- Reptilien: Beobachtungen werden mit Rufern oder Revieren gleichgesetzt, dabei vermutlich immer noch starke Unterschätzung (Spalte A), Laufer et al. (2007)
- Libellen: Kleinräumige Vorkommen, Gewässer(-abschnitte) (Spalte A), Sternberg & Buchwald (1999)
- xylobionte Käfer: Brutbäume (Spalte A), LUBW (2018a)
- Schmetterlinge: Kleinräumige Vorkommen (Spalte A), Ebert & Rennwald (1991)
- Fische und Rundmäuler: Häufigkeitskategorien in Dußling & Berg (2001), die für jede Fischart über alle Messtischblattquadranten (MTBQ) interpoliert wird (Spalte B)
- Mollusken: Häufigkeitskategorien in LUBW (2008) (Spalte C)

Tabelle 6-8: Ableitung des Rangwerts R_F aus der Häufigkeit der Arten und Artengruppen in Baden-Württemberg in Anlehnung an (Krüger et al. 2014) (Spalte A: Moose und Gefäßpflanzen, Biber, Amphibien, Reptilien, Libellen, xylobionte Käfer, Schmetterlinge / B: Fische und Rundmäuler / C: Mollusken)

A Anzahl	B Kategorie	C Kategorie	R_F
1-3			10
4-12		es - extrem selten	9
13-60	vereinzelt bis selten		8
61-250	interpoliert über MTBQ-Angabe	s - selten	7
251-1000	interpoliert über MTBQ-Angabe		6
1001-4000	interpoliert über MTBQ-Angabe	mh - mäßig häufig	5
4001-15500	interpoliert über MTBQ-Angabe		4
15501-61000	interpoliert über MTBQ-Angabe		3
61001-265000	verbreitet bis häufig	h - häufig	2
> 265000			1

6.3.2 Weitere optionale Bewertungsfaktoren

Zwei weitere, im Rahmen dieser Bewertung nicht herangezogene Faktoren, können optional den Artenreichtum (bzw. die Biodiversität) auf der Fläche sowie den Erhaltungszustand von Biotopen / Artpopulationen in der Bewertung berücksichtigen. Die Einbeziehung dieser Faktoren in Wirsing et al. (submitted) wurde angedacht, aber zunächst zurückgestellt. Zum einen, damit das Bewertungsverfahren nicht unnötig verkompliziert wird. Zum anderen, da keine Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung vorgenommen werden soll, sondern das Managementkonzept auf Basis der Vulnerabilitätsbewertung und der ökologischen Ansprüche der vorkommenden Arten aufgebaut wird.

6.3.2.1 Biodiversität

Es wurde ein Rasterdatensatz generiert, der die Anzahl der berücksichtigten, grundwasserabhängigen Arten pro Rasterzelle darstellt. Zusätzlich zur Wertsteigerung der Rasterzelle, die aus dem Aufaddieren der jeweiligen Artenwerte resultiert, kann es sinnvoll sein, Flächen mit dem Vorkommen mehrerer naturschutz- und planungsrelevanter Arten zusätzlich aufzuwerten (Beispiel in Tabelle 6-9). Auch in Biotop-Bewertungsverfahren, wie dem in dieser Studie herangezogenen von Vogel & Breunig (2005), werden teilweise Zu- und Abschläge für artenreiche (* 1,2) bzw. artenarme (* 0,8) Ausprägungen eines Biotoptyps gemacht.

Tabelle 6-9: Optionale Berücksichtigung der Biodiversität (BD-Faktor)

Anzahl wertgebender Arten pro Zelle	BD
1	1
2 – 3	1,1
4 – 8	1,2
9 – 16	1,3
16 – 25	1,4
> 25	1,5

6.3.2.2 Erhaltungszustand

Meist ist über die Managementpläne der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art beschrieben, der im Rahmen der Berichtspflichten der Länder auch in regelmäßigen Abständen neu einzuschätzen ist. Dieser könnte direkt (EZ_1) oder indirekt (EZ_2) über die Bewertung von Artenschutzmaßnahmen Eingang in die Bewertung des jeweiligen Artvorkommens finden (vgl. Tabelle 6-10). Die Berücksichtigung eines solchen Faktors könnte v.a. im Hinblick auf eine mögliche Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung interessant werden.

Tabelle 6-10: Optionale Berücksichtigung des Erhaltungszustands (EZ-Faktor)

Erhaltungszustand der Population	EZ_1
A: günstig	1,2
B: ungünstig-unzureichend	1,0
C: schlecht	0,8
Aktionen mit Veränderung des EZ (ohne, dass EZ_1 verändert wird¹)	EZ_2
Maßnahmenpaket, das zur Verbesserung des EZ führt	1,3
Einzelmaßnahme, die zur Verbesserung des EZ führt	1,1

¹ Ein günstiger Erhaltungszustand kann nicht weiter verbessert werden

6.4 Hydroökologische Vulnerabilität WWHW

6.4.1 Zone B

Die 10 cm-Isolinie der Grundwasserabsenkung bei mittlerer Entnahme (6,6 Mio. m³/a = Zone B; vgl. Karte 1) erstreckt sich von Friedrichstal im Norden bis etwa zur Südtangente im Süden, von der Randsenke des Tiefgestades im Westen bis zu den Ortschaften Blankenloch, Hagsfeld und Rintheim im Osten.

Der Großteil des Absenktrichters befindet sich auf der Niederterrasse mit Flurabständen > 4,5 m und im Osten teilweise mit Flurabständen von 3 bis 4,5 m. Mit Ausnahme sehr weniger, anthropogen geschaffener Gewässer liegen dort in der Regel keine grundwasserbeeinflussten Ökosysteme (GDE, groundwater depending ecosystems) und in der Folge keine hydroökologische Vulnerabilität (*heV*, vgl. Karte 2) vor. Wo die Grundwasserabsenkung in die Rheinaue hineinragt, liegen sehr geringe Flurabstände vor, die eine flächendeckende Verbreitung von GDE und in der Folge eine hohe *heV* bedingen. Die natürlichen Grundwasserschwankungen betragen an der Gestadekante 0,5 m im Jahresgang (Abbildung 6-2, o.). Weiter im Osten, wo die Grundwasserabsenkung bis an die Kinzig-Murg-Rinne heranreicht, liegen neben wenigen echten Feuchtgebieten Grundwasserflurabstände von 1,5 bis 3 m vor, weshalb dort nur tief wurzelnde Gehölze über einen Grundwasseranschluss verfügen. Im Bereich des Weingartner Moors liegen GDEs mit mehreren bewerteten, sensitiven Arten vor, was in einer hohen *heV* resultiert. Die Vorkommen befinden sich außerhalb des Absenktrichters. Die jährliche Grundwasserschwankung beträgt dort etwa 1 m (Abbildung 6-2, u.).

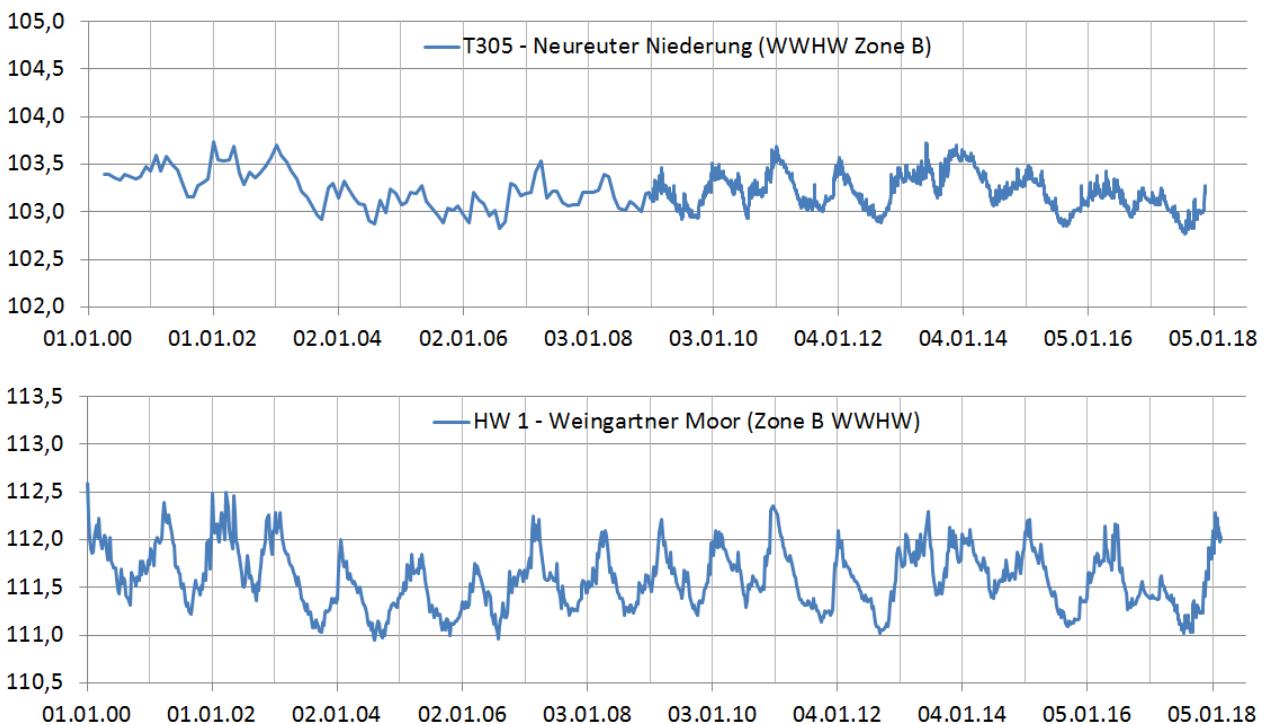


Abbildung 6-2: Grundwasserstände der Neureuter Niederung (Nähe Baggersee Schemp, o.) und der Kinzig-Murg-Rinne (Nähe Weingartner Moor, u.)

6.4.2 Zone A

In Zone A (vgl. Karte 1 im Anhang) können die Grundwasserstände im Rahmen einer kurzfristigen Steuerung (binnen acht Wochen) um mindestens 10 cm aufgehöhht werden. Dieser Bereich liegt vollständig auf der Niederterrasse, wo in der Regel kein Grundwasseranschluss vorhanden ist. Abbildung 6-3 zeigt eine Ganglinie des Grundwasserstands, die stark durch den „Jahrhundert-Sommer“ 2003 und das trockene Frühjahr 2004 geprägt ist.

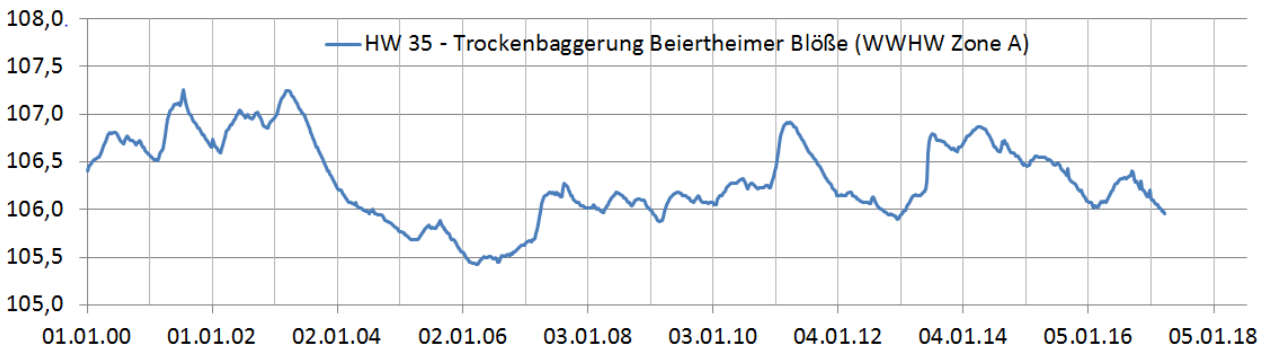


Abbildung 6-3: Grundwasserstände in der nördlichen Trockenbaggerung in Zone A des WWHW

Wenige (< 5), sehr kleine, innerhalb alter Trockenbaggerungen angelegte Tümpel (**Biotoptyp 13.21**) stellen als GDE Ausnahmen dar. Gemäß Managementplan-Daten existiert in einem der Tümpel ein **Kammolch**-Vorkommen. Für diese anthropogen geschaffenen Kleingewässer ist es zielführender die Tümpel zu optimieren (z.B. Vertiefung oder Neuanlage), anstatt das Grundwasserentnahme-Management auf diese sehr kleinräumigen und isolierten Biotope anzupassen. Entsprechend kann das Wasserwerk Hardtwald bei Förderreduzierungen in anderen Wasserwerken zusätzlich beaufschlagt werden, ohne dass ökologisch nachteilige Auswirkungen zu erwarten sind.

Für den **Baumfalken** ist eine Brut östlich der Kirchfeldsiedlung dokumentiert. Da im Gebiet keine nennenswerten Feuchtgebiete vorhanden sind, ist zu erwarten, dass die Art außerhalb der Zone A an Feuchtegebieten und über der Ortschaft bzw. dem Wald Libellen und Kleinvögel jagt. Eine Grundwasserabhängigkeit liegt in diesem Fall nicht vor.

Die Auskiesungsfläche im Südwesten der Zone A mit Flurabständen von 1,5 bis 3 m weist keine GDE auf.

6.4.3 Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung

Im Hinblick auf ein zu konzipierendes ökologisches Entnahmemanagement stellt sich die Frage, welche ökologischen Auswirkungen durch eine temporäre Reduktion bzw. durch eine temporäre Steigerung der mittleren Grundwasserentnahme in Zone A des WWHW auftreten können.

Temporäre Aufhöhungen des Grundwasserstands hätten lokal lediglich für die kleinen Tümpel in der nördlichen Trockenbaggerung eine ökologische Relevanz. Für die übrigen Bereiche sind die Grundwasser-Flurabstände so groß, dass keine Beeinflussung von Flora und Fauna zu erwarten ist.

Temporäre zusätzliche Absenkungen von wenigen Dezimetern haben auf Grund der großen Flurabstände und des fehlenden Kapillaranschlusses keine ökologischen Auswirkungen. Wenige Kleingewässer (< 5) innerhalb alter Auskiesungsflächen im Norden könnten beeinträchtigt werden. Eines dieser Kleingewässer beherbergt ein Kammmolch-Vorkommen das nicht nachteilig beeinflusst werden sollte. Die Kleingewässer können jedoch optimiert / vertieft werden, so dass keine ökologisch nachteiligen Effekte durch eine temporäre Entnahmesteigerung auftreten.

6.4.4 Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs

Die von Seiten der Forsteinrichtung laufenden Waldumbaumaßnahmen mit einer sukzessiven Verringerung des Nadelholzanteils (Auszug der Kiefer) und Erhöhung des Laubholzanteils (ILN 2009b) führen zu einer Reduktion atmogener Einträge, zu einer Reduktion der Versauerung und zu einer Steigerung der Grundwasserneubildung, was mit den Zielen der Wasserwirtschaft konform geht.

Die empfohlene Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahme „Mahd mit Abräumen“ (2.1 / FB-1 bis FB-4, V-9) führt zu einer Ausmagerung von Grünlandflächen mit LRT 2330, 6230 und 6510. Nährstoffarme ungedüngte Grünlandstandorte stellen einen guten Schutz des Grundwassers gegenüber Einträgen von Nitrat ins Grundwasser dar und sind für den Wasserversorger im WSG willkommen.

Hinsichtlich der empfohlenen Erhaltungsmaßnahme „Historische Waldbeweidung“ mittels Umtriebsweide (13.3 / V-2) zur Förderung von Ziegenmelker, Neuntöter und Wendehals dürften keine nachteiligen Auswirkungen auf den Grundwasserschutz zu erwarten sein, sofern Umtriebs- oder Standweide nicht innerhalb der Schutzzone II und IIIA erfolgt (dort gemäß WSGVO zum Schutz vor mikrobiellen Verunreinigungen nicht zulässig).

Kontroverser als im MaP für das südlichere FFH-Gebiet 7016-342 (in Überlappung mit dem WSG Mörscher Wald) ist der Einsatz von Insektiziden diskutiert. Dieser wird zum Schutz der Alteichen von Seiten der Europäischen Kommission und des RP Karlsruhes gefordert (ILN 2009b). Von Seiten der Wassergewinnung besteht beim Einsatz (auch) zugelassener Pflanzenschutzmittel stets Sorge um die Grundwasserqualität im Vorfeld der Brunnen. Das Auftreten bislang unbekannter, langlebiger und toxischer Metaboliten kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, wie in der jüngeren Vergangenheit für das Pflanzenschutzmittel Tolyfluanid und dessen Metaboliten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) im Jahr 2006 (Sturm et al. 2010) oder Trifluoracetat (TFA) im Jahr 2016 (LANUV 2018) geschehen.

Die Grundwasserbewirtschaftung zur Trinkwasserentnahme findet bei der Formulierung der Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen im MaP (ILN 2009b) keine Erwähnung bzw. Berücksichtigung.

6.5 Hydroökologische Vulnerabilität WWDW

6.5.1 Zone B

Die 10 cm-Isolinie der Grundwasserabsenkung bei mittlerer Entnahme (1,9 Mio. m³/a = Zone B; vgl. Karte 1) erstreckt sich vom Karlsruher Schloss im Norden bis zur A5 im Süden, vom Grünzug zwischen Weiherfeld und Dammerstock im Westen bis zur A5 im Osten.

Die bebauten Bereiche verfügen alle über Grundwasserflurabstände von > 3 oder sogar > 4,5 m. Geringere Flurabstände mit Vorkommen grundwasserabhängiger Ökosysteme (GDE, groundwater depending ecosystems) finden sich in alten Rinnenstrukturen von Kinzig und Murg. Im Weiherfeld westlich von Rüppurr sowie im gesamten Oberwald liegt eine hohe hydroökologische Vulnerabilität (*heV*) vor.

Die Hydrologie im Oberwald, südlich des Erlachsees sowie im Weiherfeld westlich von Rüppurr zeigt Abbildung 6-4. Die jährlichen Schwankungen des Grundwasserstands betragen 0,5 bis 1 m. Langjährige Unterschiede zwischen feuchteren und trockeneren Jahren sind mit etwa 1 m bedeutend für die Wasserführung seichter Kleingewässer. Das Weiherfeld wird teilweise als Hochwasser-Retentionsraum für die Alb vorgehalten, was möglicherweise für den (Grund-)Wasserstandspik im Frühling 2013 gesorgt hat.

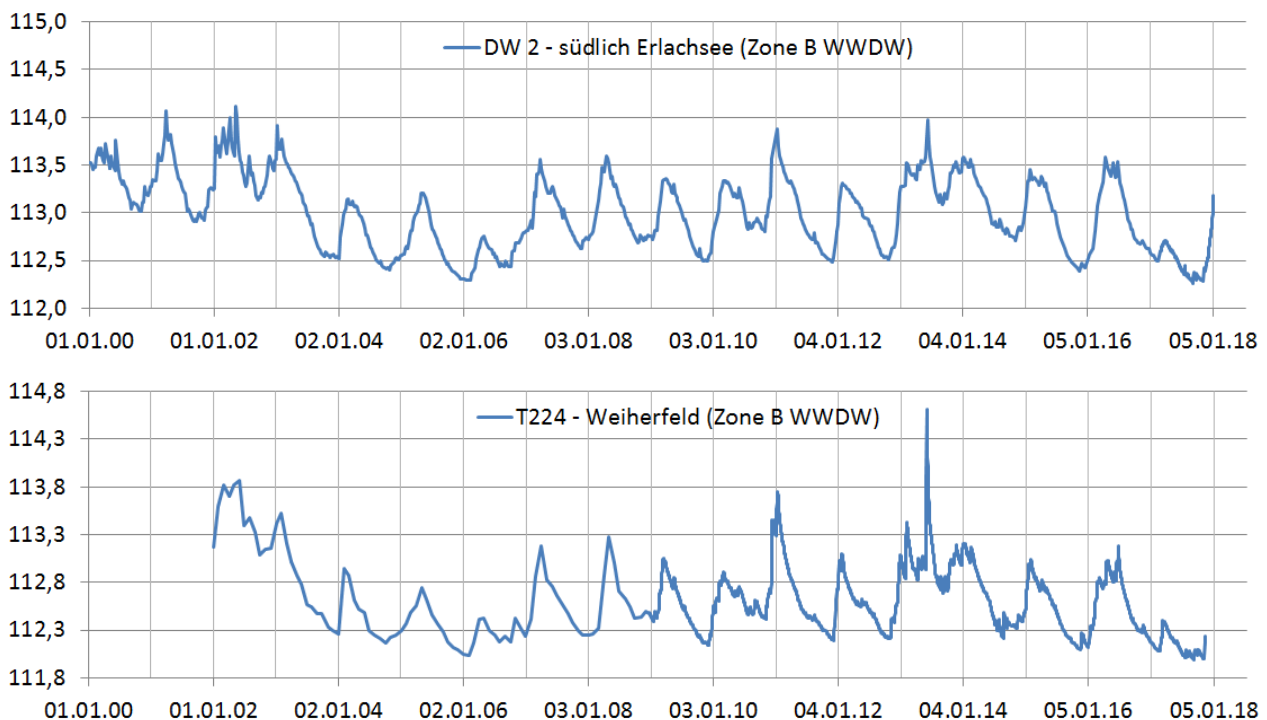


Abbildung 6-4: Grundwasserstände in Zone B des WWDW südlich des Erlachsees (o.) und im Weiherfeld (u.)

6.5.2 Zone A

In Zone A (vgl. Karte 1) können die Grundwasserstände im Rahmen einer kurzfristigen Steuerung (binnen acht Wochen) um mindestens 10 cm aufgehöhht werden können. Dieser Bereich ist zu knapp 50 % bebaut und weist dort hohe Grundwasserflurabstände auf, zu 50 % liegen aber unbebaute Rinnenstrukturen mit geringeren Flurabständen und GDEs vor. Der tiefste und feuchteste Bereich westlich der Brunnen wird durch den

Mittelbruchgraben entwässert, dessen Oberflächenwasserstände in Abbildung 6-5 gezeigt sind. Sie schwanken mit etwa 0,5 m im Jahresgang moderat und selbst langjährige Schwankungen scheinen 1 m nicht zu überschreiten. Die Grundwasserstände schwanken im Jahresgang um 0,5 bis 1 m. Zwischen trockenen und feuchten Jahren kommen etwa 0,6 m Schwankung hinzu.

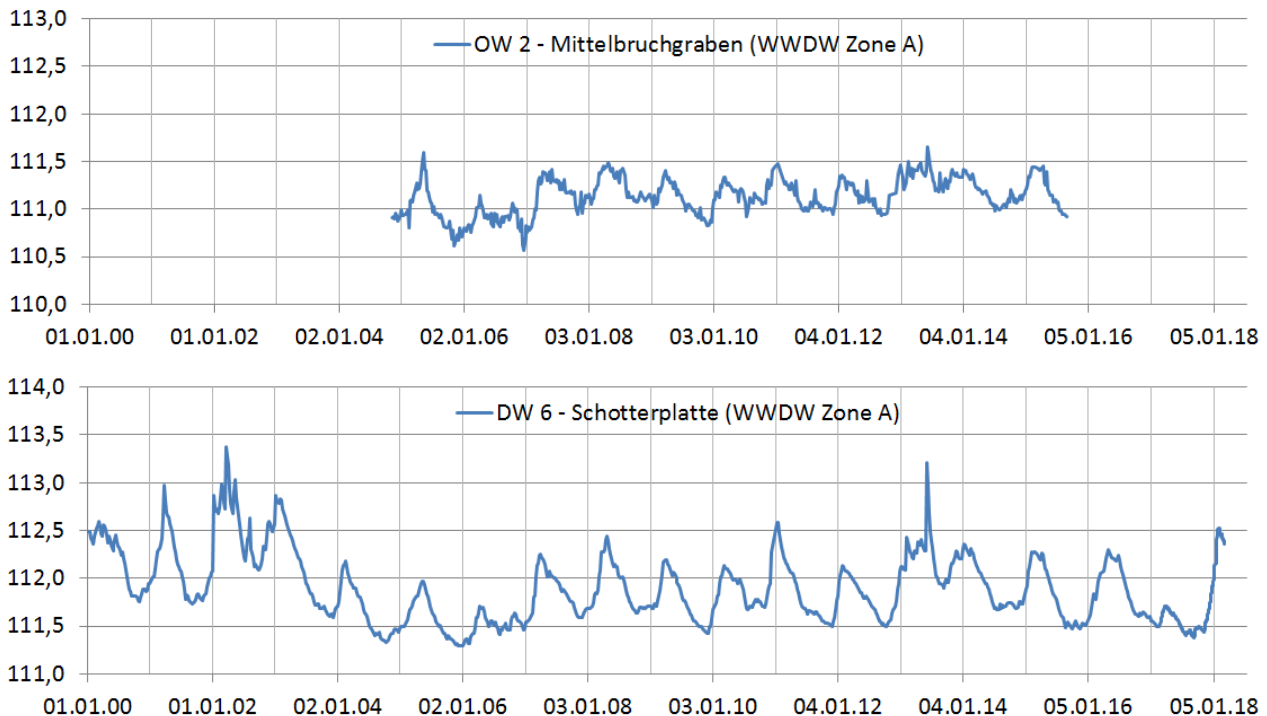


Abbildung 6-5: Oberflächenwasserstände in Zone A des WWDW im Mittelbruchgraben (Gewann Vautenbruch) sowie Grundwasserstände auf einer Schotterplatte südöstlich des Wasserwerks

Entlang der Alb liegen GDE mit wertgebenden Biotoptypen und Arten vor, die aber in ihrer Hydrologie vollständig von der Wasserführung der Alb abhängen. Innerhalb des Vautenbruchs kommt der **Kammolch** vor sowie die drei Käfer **Heldbock**, **Hirschkäfer** und **Scharlachkäfer**, die zusammen mit dem **Mittelspecht** in diesen Bereichen auf alte Eichen mit Grundwasseranschluss angewiesen sind. Im östlichen Randbereich kommt der **Springfrosch** vor. Das **Grüne Besenmoos** ist nur in geringem Maße indirekt über die Luftfeuchte von den Grundwasserständen abhängig. Das **Große Mausohr** nutzt die Wälder der Zone A als Jagdhabitat. Der Scheidgraben am Rande der Zone A weist **Röhrichte (Biotoptyp 34.59)** auf. Der Waldrand am Sportgelände Damerstock ist als **Feuchtwald (Biotoptyp 52.21)** ausgebildet.

6.5.3 Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung

Im Hinblick auf ein zu konzipierendes ökologisches Entnahmemanagement stellt sich die Frage, welche ökologischen Auswirkungen durch eine temporäre Reduktion bzw. durch eine temporäre Steigerung der mittleren Grundwasserentnahme in Zone A des WWDW auftreten können.

Temporäre Aufhöhungen des Grundwasserstands hätten für den Vautenbruch mit dem je nach Verlandungsgrad und Grundwasserstand trocken fallenden Mittelbruchgraben und dem dort reproduzierenden **Kammolch** und **Springfrosch** einen positiven Effekt. Diese bleiben aber vermutlich unter dem Einfluss von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen zurück, da der Mittelbruchgraben durch den starken Organikeintrag (v.a. Laub-

fall) schnell und stark zusedimentiert. Ein großer und flächenhafter Einfluss besteht weiterhin für die Alteichen (Schirmart) mit Grundwasseranschluss, an deren Vorkommen und Vitalität zahlreiche weitere geschützte Arten wie **Mittelspecht**, **Heldbock** und **Hirschkäfer** hängen. Für Eichenvorkommen mit Flurabständen von 3 bis 4,5 m kann eine Aufhöhung der Grundwasserstände in hydrologisch trockenen Sommern einen wertvollen Beitrag zur Wasserversorgung und damit zur Vitalitätssteigerung leisten. Der im Bereich des Vautenbruchs vorkommende **Scharlachkäfer** profitiert von Maßnahmen, die zum Erhalt des Bruchwalds führen. Auch die **Röhrichte (34.59)** und **Feuchtwälder (52.21)** würden von der Maßnahme profitieren. Indirekt würde das **Große Mausohr** von im Sommer feuchteren Wäldern von einer verbesserten Nahrungsgrundlage profitieren.

Temporäre zusätzliche Absenkungen von wenigen Dezimetern hätten im Umkehrschluss gerade in trockenen Sommern einen negativen Effekt auf die vorhandenen Schutzgüter. In Anbetracht der vorhandenen Grundwasser-Schadensfälle im weiteren Umfeld des Wasserwerkes ist eine Steigerung der Grundwasserentnahmen wegen der ungünstigen Ausdehnung des Einzugsgebietes in Richtung der Schadensfälle nicht vorgesehen.

In der langfristigen Perspektive planen die Stadtwerke auf die Grundwasserentnahme im WSG Durlacher Wald vollständig zu verzichten, wodurch sich (in Verbindung mit den verzichtbaren Gewässerunterhaltungsmaßnahmen) starke positive Effekte für die Populationen oben genannter Arten und Biotope ergeben dürften.

6.5.4 Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs

Im Managementplan für das überlagernde FFH-Gebiet 7016-341 „Oberwald und Alb in Karlsruhe“ (RPK 2014) ergeben sich weder große Synergieeffekte noch Konfliktpotentiale.

Die Einbringung und Förderung standortheimischer Baumarten, insbesondere der Stieleiche (*Quercus robur*), führt zu einer sukzessiven Verringerung des Nadelholzanteils. Dies führt zu einer Reduktion der Versauerung und zu einer Steigerung der Grundwasserneubildung, was mit den Zielen der Wasserwirtschaft konform geht.

Die Grundwasserbewirtschaftung zur Trinkwasserentnahme findet bei der Formulierung der Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen im MaP keine Erwähnung bzw. Berücksichtigung.

6.6 Hydroökologische Vulnerabilität WWMW

6.6.1 Zone B

Die 10 cm-Isolinie der Grundwasserabsenkung bei mittlerer Entnahme (6,2 Mio. m³/a = Zone B; vgl. Karte 1) erstreckt sich vom Rand der Rheinniederung im Westen bis in die Kinzig-Murg-Rinne im Osten, von Oberreut und der Ettlinger Hardt im Norden bis zu den Baggerseen bei Neumalsch im Süden.

Der Großteil des Absenktrichters erstreckt sich auf die Niederterrasse mit Flurabständen > 4,5 m. Auf der Niederterrasse befinden sich zahlreiche Baggerseen und Trockenbaggerungen auf denen die Flurabstände meist zwischen 0 und 1,5 m liegen und lokal grundwasserabhängige Ökosysteme (GDE, groundwater depending ecosystems) vorkommen für die eine hydroökologische Vulnerabilität (*heV*, vgl. Karte 2) ermittelt wird. Im Westen ragt der Absenktrichter bis in das Tiefgestade hinein, wo ebenfalls geringe Flurabstände mit hoher *heV* vorliegen. Im Osten ragt der Absenktrichter in die Rinnensysteme von Kinzig und Murg hinein. Je nachdem wie groß dort die Flurabstände sind, liegen unterschiedlich stark grundwasserabhängige Ökosysteme und eine unterschiedlich hohe *heV* vor. Die jährlichen Grundwasserschwankungen im Tiefgestade im Westen betragen 0,5 m, in der Kinzig-Murg-Rinne im Osten etwa 1 m (vgl. Abbildung 6-6).

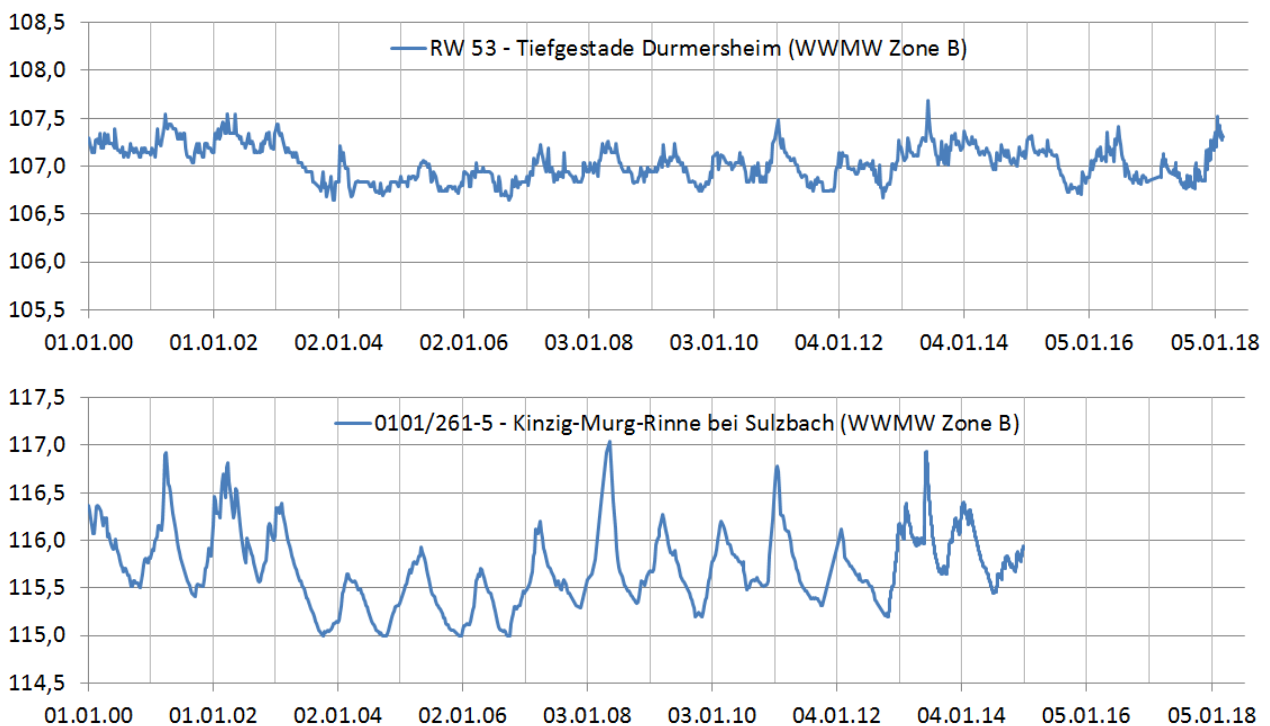


Abbildung 6-6: Grundwasserstände im Westen (Tiefgestade bei Durmersheim, o.) und Osten (Kinzig-Murg-Rinne bei Sulzbach, u.) der Zone B des WWMW

6.6.2 Zone A

In Zone A (vgl. Karte 1) können die Grundwasserstände im Rahmen einer kurzfristigen Steuerung (binnen acht Wochen) um mindestens 10 cm aufgehöhht werden können. Dieser Bereich liegt vollständig auf der Niederterrasse mit sehr hohen Grundwasserflurabständen, wobei ausgedehnte Nass- und Trockenbaggerungen

vorhanden sind, in denen geringere Flurabstände und damit GDE und eine höhere *heV* vorhanden sind. Die Hydrologie des Standorts NSG Dreispitz zeigt Abbildung 6-7. Während die innerjährlichen Schwankungen meist 0,5 (bis 1 m) betragen, sind die langjährigen Schwankungen zwischen feuchten und trockenen Jahren mit 1,5 m bedeutend größer, was die Dimensionierung von Feuchtgebieten erheblich erschwert.

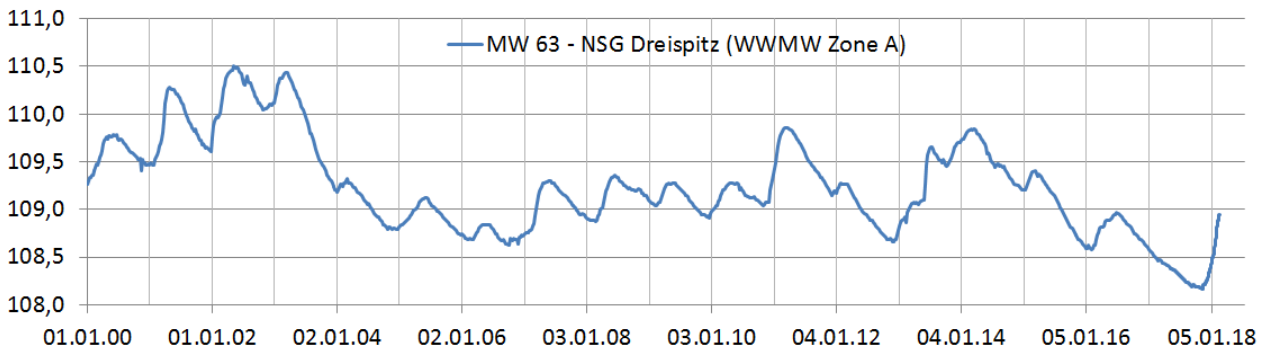


Abbildung 6-7: Grundwasserstände im Nordosten der Zone A des WWMW (NSG Dreispitz)

Innerhalb der Auskiesungsflächen Epplesee, NSG am Epplesee, NSG Dreispitz, Trockenbaggerung im Norden der Zone A, Kleingewässer der Standortschießanlage Mörsch kommen die Amphibienarten **Kreuzkröte**, **Knoblauchkröte** und **Springfrosch** vor. Für die beiden Fledermausarten **Großes Mausohr** und **Bechsteinfledermaus** liegen Nachweise im Bereich der Standortschießanlage Rheinstetten-Mörsch vor. Grundwasserabhängige Biotope liegen mit Tümpeln (**Biotoptyp 13.21**), Ufer- und Land-Schilfröhrichten (**Biotoptyp 34.51** und **34.52**) und Feuchtgebüschchen (**Biotoptyp 42.31**) vor. **Weißstorch** und **Mittelspecht** suchen das NSG Allmendäcker zur Nahrungssuche auf. Der **Uhu** wurde rufend aus der östlich gelegenen Trockenbaggerung festgestellt (eigene Beobachtung 2017). Der **Mittelspecht** wurde im Umfeld des Wasserwerksgeländes (Neubauvorhaben) festgestellt. Verstreut über das Gebiet sind Vorkommen des **Heldbocks** bekannt, in der Nähe der Ettlinger Linie wurde der **Hirschkäfer** nachgewiesen.

6.6.3 Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung

Im Hinblick auf das konzipierte ökologische Entnahmemanagement stellt sich die Frage, welche ökologischen Auswirkungen durch eine temporäre Reduktion bzw. durch eine temporäre Steigerung der mittleren Grundwasserentnahme in Zone A des WWMW auftreten können.

Am sensibelsten können **Kreuzkröte** und **Knoblauchkröte** auf Grundwasserabsenkungen reagieren. Sie laichen vergleichsweise spät im Jahr (ggf. auch mehrmals) und nutzen sehr flache, sich schnell erwärmende und fischfreie Gewässer, die bereits natürlicherweise ein Risiko der Austrocknung aufweisen, das weder zusätzlich erhöht noch vollständig verhindert werden sollte. Unkritischer ist der **Springfrosch**, der meist in etwas tieferen Gewässern laicht, die durch zusätzliche Grundwasserabsenkungen von 10 bis 20 cm in der Regel nicht trocken fallen. Ebenfalls unkritisch sind die beiden Fledermausarten, die sehr große Jagdgebiete haben. Ändern sich kleinräumig die Nahrungsbedingungen (z.B. Laufkäferdichte) können die Arten zum Jagen z.B. in die Kinzig-Murg-Rinne oder die Rheinaue ausweichen, insbesondere wenn dort die Nahrungsbedingungen durch eine Reduktion der Grundwasserentnahme verbessert werden. **Röhrichte** und **Feuchtgebüschchen** werden durch kurzfristige Grundwasserabsenkungen kaum geschädigt, da das pflanzenverfügbare Bodenwasser der nFKWe kurzfristige Trockenphasen in der Regel überbrücken kann. Sie können jedoch durch kurzfristige

Grundwasserstands-Aufhöhungen (durch Schädigung konkurrenzstärkerer, euryöker Arten) gefördert werden.

Temporäre Aufhöhungen des Grundwasserstands haben den größten Effekt im späten Frühjahr bis Sommer, in dem sie seichte Kleingewässer vor Austrocknung schützen und die Laich- und Fortpflanzungsbedingungen für **Kreuz-** und **Knoblauchkröte** aber auch für den **Springfrosch** verbessern. Dies verbessert auch das Nahrungsangebot für den **Weißstorch**.

Temporäre Steigerungen der Grundwasserentnahme, die mit einer Grundwasserabsenkung einhergehen, sind entsprechend im zeitigen Frühjahr, im Herbst und im Winter unkritisch, sollten aber nicht in der Fortpflanzungsperiode von **Kreuz-** und **Knoblauchkröte** fallen. **Feuchtgebüsche** und **Röhrichte** werden durch temporäre Grundwasserabsenkungen nicht geschädigt, sofern die Maximalwasserstände (Grundwasserpuls) erhalten bleiben. Der Altbaumbestand (Nahrungs- und Bruthabitat des **Mittelspechts** und im Falle von Alteichen für den **Heldbock**) wird durch zeitlich auf wenige Wochen begrenzte zusätzliche Grundwasserabsenkungen auf Grund des Bodenwasserspeichers (nutzbare Feldkapazität) in der Regel nicht beeinträchtigt, gerade wenn diese Zeiten außerhalb der sommerlichen Niedrigwasserstände des Grundwassers liegen..

6.6.4 Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs

Synergieeffekte für die Wasserwirtschaft ergeben sich mit der Forderung des RP Karlsruhe (2013a) im Forst auf den Einsatz von Bioziden zur Bekämpfung der Maikäferkalamitäten zu verzichten (Maßnahme He2). Hier besteht auch beim Einsatz zugelassener Pflanzenschutzmittel stets Sorge um die Grundwasserqualität im Vorfeld der Brunnen. Das Auftreten bislang unbekannter, langlebiger und toxischer Metaboliten kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, wie in der jüngeren Vergangenheit für das Pflanzenschutzmittel Tolyfluorid und dessen Metaboliten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) im Jahr 2006 (Sturm et al. 2010) oder Trifluoracetat (TFA) im Jahr 2016 (LANUV 2018) geschehen.

Die Forderung des RP Karlsruhe (2013a) nach einer sukzessiven Entnahme nicht gesellschaftstypischer Baumarten (Maßnahme w1) würde zu einer Reduktion des Vorkommens von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Fichte (*Picea abies*) führen. Eine Verringerung des Nadelwaldanteils führt in der Fläche zu einer Reduktion atmosphärischer Einträge, zu einer Reduktion der Versauerung und zu einer Steigerung der Grundwasserneubildung, was mit den Zielen der Wasserwirtschaft konform geht.

Herausfordernder ist die Entwicklungsmaßnahme (h2) des RP Karlsruhe (2013a) zu sehen, die für die Ettlinger Hardt eine Verbesserung des Wasserhaushalts durch eine Stützung des Grundwasserspiegels vorsieht. Diese soll durch eine Reduktion der Grundwasserentnahme erreicht werden. Grundwasserentnahmen in diesem Bereich erfolgten in der Vergangenheit maßgeblich durch die Stadtwerke Ettlingen, durch den nahen Golfplatz und weiter entfernt (aber mit höherer Entnahme) auch durch die Stadtwerke Karlsruhe. Die Stadtwerke Karlsruhe wollen aus Gründen der Energieeffizienz das WWMW nach Fertigstellung nahe am wasserrechtlich festgelegten Maximum betreiben. Die zu erwartenden Auswirkungen der Steigerung der Grundwasserentnahme vom langjährigen Durchschnitt auf die wasserrechtlich erlaubte Menge wurden im Rahmen des Wasserrechtsantrags WWMW durch das Planungsbüro Mailänder Consult beschrieben. Minerungs- und Kompensationsmaßnahmen wurden durchgeführt.

Ein weiterer Interessenskonflikt besteht hinsichtlich Kompensations-Kalkungen. Bezüglich des LRTs 9190 „Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen“ ist von möglichen Beeinträchtigungen der Bodenvegetation durch die 1995 erfolgten Kompensations-Kalkungen die Rede (RPK 2013a, p.13). Diese Kalkungen, die im

Jahr 2008 wiederholt wurden, erfolgten mit geringen Düngemittelgaben von etwa 3 t/ha, die im Wesentlichen von Hubschraubern ausgebracht wurden. Mittels dieser, von Seiten des Forsts initiierten Kalkungen, soll der zunehmenden Versauerung der Böden entgegen gewirkt werden. Die Böden des Hardtwalds im Süden von Karlsruhe weisen dabei großflächig extrem saure pH-Werte kleiner 4 bis in größere Tiefen (teilweise >2 m) auf (Müller 2018). Bei sehr niedrigen pH-Werten steigt das Risiko der Mobilisierung von im Boden festgelegten Schwermetallionen und deren Eintrag in das Grundwasser an (Müller 2018). Zur Erhaltung des guten chemischen Zustands des Grundwassers könnte auch in Zukunft seitens der Stadtwerke ein Interesse an Kompensationskalkungen vorhanden sein.

6.7 Hydroökologische Vulnerabilität WWRW

6.7.1 Zone B

Die 10 cm-Isolinie der Grundwasserabsenkung bei mittlerer Entnahme (8,9 Mio. m³/a = Zone B; vgl. Karte 1) erstreckt sich von Au am Rhein im Norden bis Ötigheim im Süden, von der rezenten Rheinaue im Westen bis auf die Niederterrasse östlich von Bietigheim. Durch die starke Stützung der Grundwasserstände durch den nahe gelegenen Rhein ist die Ausdehnung dieses Absenktrichters im Vergleich zu den Wasserwerken der Niederterrasse eher gering.

Jedoch liegt ein Großteil des Absenktrichters in der Rheinaue mit Grundwasserflurabständen von 0 bis 3 m, wo in der Folge grundwasserabhängige Ökosysteme (GDE, groundwater depending ecosystems) flächenhaft anzutreffen sind. Entsprechend wird eine sehr hohe hydroökologische Vulnerabilität (*heV*) ermittelt. Bereiche außerhalb der FFH-Gebiete werden teilweise mit sehr geringer bis fehlender *heV* dargestellt, was jedoch einer anderen Datengrundlage geschuldet ist und daher mit Vorsicht zu betrachten ist (vgl. Bereich um die Brunnen des WWRW). Bereiche innerhalb und außerhalb von Natura2000-Gebieten dürfen daher bezüglich ihrer *heV* nicht direkt miteinander verglichen werden.

Die jährlichen Grundwasserschwankungen im Tiefgestade in Rheinnähe betragen 1 bis 1,5 m (vgl. Abbildung 6-8 o.). Die Peaks schwanken über die Jahre um bis zu 1,2 m, die Tiefststände um 0,5 m. Rheinfeldern beträgt die jährliche Schwankung nur noch 0,5 m (vgl. Abbildung 6-8 u.). Langjährige Schwankung betragen zusätzlich 0,5 m.

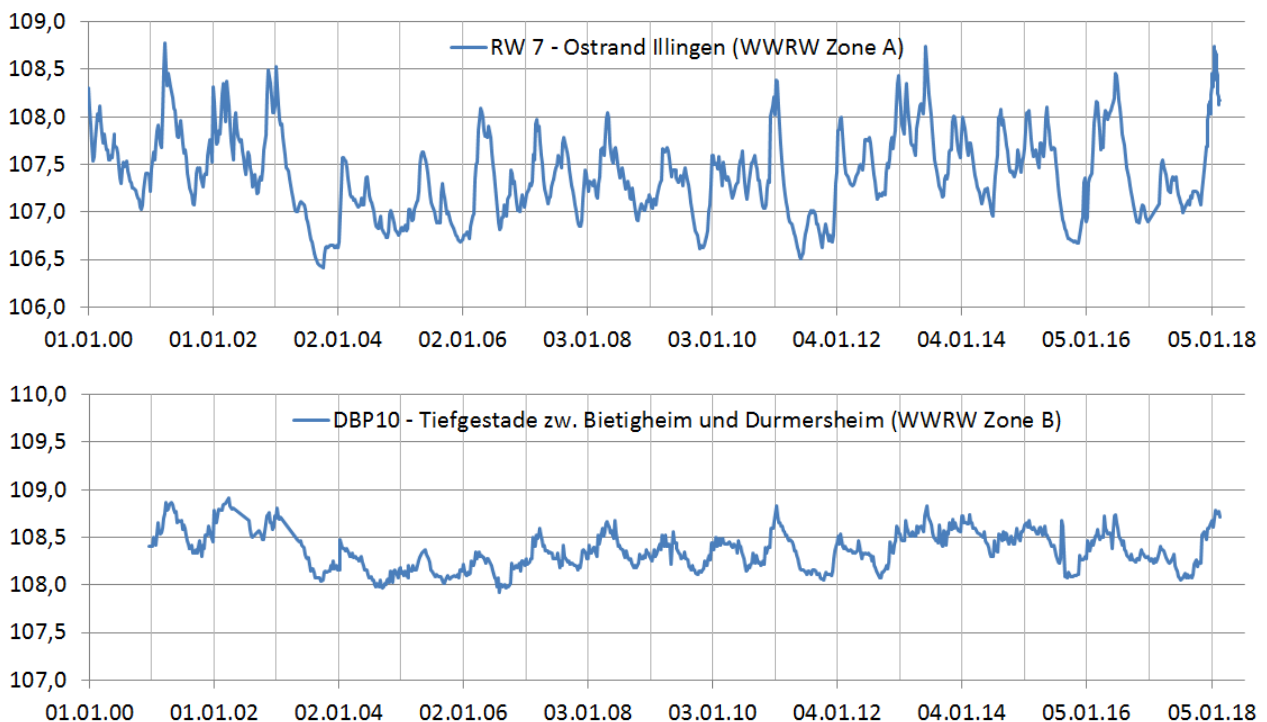


Abbildung 6-8: Grundwasserstände im Tiefgestade: Rheinnah bei Illingen (o.) und rheinfeldern an der Gestadekante zwischen Bietigheim und Durmersheim (u.)

6.7.2 Zone A

In Zone A (vgl. Karte 1) können die Grundwasserstände im Rahmen einer kurzfristigen Steuerung (binnen acht Wochen) um mindestens 10 cm aufgehöhht werden können. Dieser Bereich liegt vollständig in der Altaue des Rheins. Die mittleren Flurabstände betragen dort 0,5 bis 3 m, was mit dem Vorkommen von GDEs und einer hohen *heV* einhergeht.

Die Hydrologie im Zentrum des Absenktrichters ist in Abbildung 6-9 dargestellt. Während die innerjährlichen Schwankungen meist 1 (bis 1,5 m) betragen, sind die langjährigen Schwankungen zwischen feuchten und trockenen Jahren mit 1 m zusätzlich sehr groß und für die Wasserführung von Geländedepressionen und vorhandenen Schluten von besonderer Relevanz.

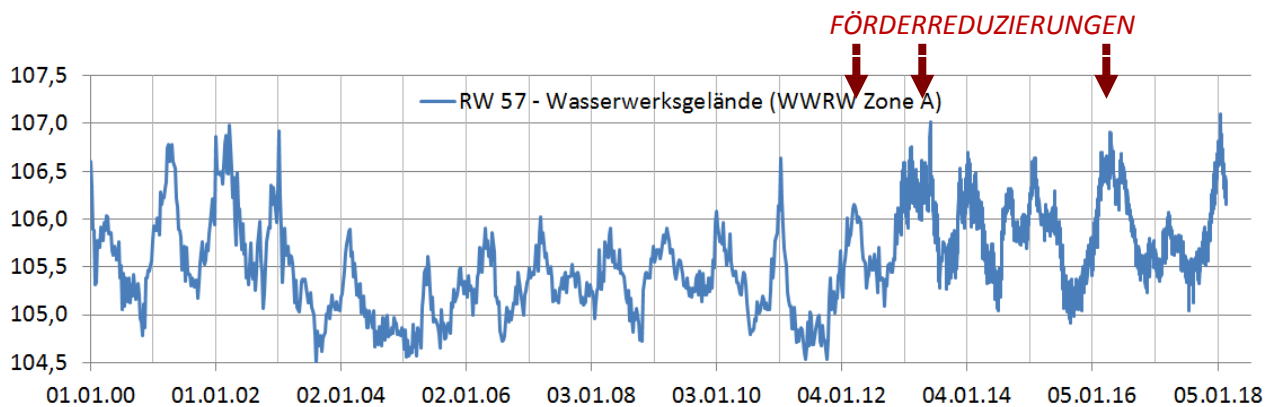


Abbildung 6-9: Grundwasserstände im Zentrum des Absenktrichters (Werksgelände WWRW) und testweise durchgeführte Förderreduzierungen im WWRW

In Zone A vorkommende Amphibienarten sind **Kammolch**, **Springfrosch** und **Gelbbauchunke**. Nach FFH-Richtlinie wertgebende Insektenarten sind **Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling**, **Großer Feuerfalter** sowie **Heldbock** und **Scharlachkäfer**. **Großes Mausohr** und **Bechsteinfledermaus** jagen in den Wäldern der Zone A. Der **Schlammpeitzger** wurde im Tieflachgraben nördlich der K3722 nachgewiesen. Vorkommen des **Grünen Besenmooses** finden sich in den Auwäldern. Da sich Zone A und B nicht mit der Gebietskulisse des Vogelschutzgebiets überschneiden liegen keine Daten zum Vorkommen wertgebender Vogelarten im Gebiet vor.

Folgende grundwasserabhängige, geschützte Biotoptypen sind in Zone A verbreitet (mit Angabe der temporär möglichen Grundwasserstands-Anhebung):

- **12.12 – Naturnaher Abschnitt eines Flachlandbachs**
Federbach im Nordosten (10-15 cm)
- **13.21 – Tümpel**
Ein verlandender Graben im Burgbühl sowie ein Tümpel im Bruchwald (beide südl., 15 cm)
- **13.32 – Altwasser**
Altwasser in Waldrandlage des Bruchwalds (18 cm)
- **34.51 – Ufer-Schilfröhricht**
Schilfröhricht im Gewann Hohäcker (18 cm)

- **34.52 – Land-Schilfröhricht**
28 Schilfbestände im Norden, Westen und Osten des Wasserwerks (10-20 cm)
- **34.62 – Sumpfschilf-Ried**
31 Vorkommen im Nordwesten, Westen, Südosten und Südwesten des Wasserwerks (10-23 cm)
- **34.63 – Schlankschilf-Ried**
Am Alten Federbach im Süden des Wasserwerks (12 cm)
- **42.31 – Grau- oder Ohrweidengebüsch**
19 Vorkommen in Geländedepressionen und Schluten (12-23 cm)
- **52.11 – Schwarzerlen-Bruchwald**
Ostsüdost des Wasserwerks (10 cm)
- **52.21 – Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald**
Entlang des Alten Federbachs im Nordosten des Federbachs (10-17 cm)
- **56.12 – Hainbuchen-Stieleichen-Wald**
Zwei große Vorkommen im Südwesten des Wasserwerks (13-19 cm) sowie ein Vorkommen im Osten (10 cm)

6.7.3 Ökologische Effekte einer Entnahmeverlagerung

Im Hinblick auf das konzipierte ökologische Entnahmemanagement stellt sich die Frage, welche ökologischen Auswirkungen durch eine temporäre Reduktion bzw. durch eine temporäre Steigerung der mittleren Grundwasserentnahme in Zone A des WWRW auftreten können.

Wenig sensitiv auf ein Entnahmemanagement reagieren folgende Schutzgüter:

Von Seiten der Amphibien reproduzieren **Kammolch** und **Springfrosch** tendenziell in etwas tieferen Kleingewässern, die etwas weniger schnell austrocknen (episodisch zur Vermeidung von Fischbesatz aber durchaus austrocknen dürfen). Sie sind eher unkritisch, was ein Entnahmemanagement angeht.

Der **Heldbock** wird in seinem Bestand durch Vorkommen und Vitalität von Altbäumen besonders von Eichen gesteuert. Kurzfristige und geringe Änderungen des Grundwasserspiegels spielen in der Rheinaue bei Flurabständen bis max. 3 m hierbei keine Rolle, da der Kapillaranschluss der Standorte in der Regel erhalten bleibt und kurze Abrissphasen durch den Bodenwasserspeicher (nutzbare Feldkapazität) ausgeglichen werden könnten.

Ebenfalls unkritisch sind die beiden Fledermausarten (**Großes Mausohr** und **Bechsteinfledermaus**), die sehr große Jagdgebiete nutzen. Ändern sich kleinräumig die Nahrungsbedingungen (z.B. Laufkäferdichte) können die Arten in andere Gebiete z.B. in die stromnahen Rheinauwälder oder in die Kinzig-Murg-Rinne zum Jagen ausweichen – insbesondere wenn dort die Nahrungsbedingungen durch das Grundwasserentnahme-Management verbessert werden.

Für das **Grüne Besenmoos** besteht keine Grundwasserabhängigkeit (vgl. Kap. 6.2).

Flachlandbäche (12.12), Tümpel (13.21) und Altwässer (13.32) sind als Biotoptyp nicht von kurzfristigen Grundwasserentnahme-Managementmaßnahmen betroffen. Gibt es Vorkommen grundwasserabhängiger Tier- und Pflanzenarten, werden diese individuell in ihren ökologischen Ansprüchen berücksichtigt.

Stärker sensitiv auf ein Entnahmemanagement reagieren folgende Schutzgüter:

Gelbbauchunken-Quappen entwickeln sich in sehr flachen temporären Gewässern, wobei sich die Larvalphase von April bis September erstrecken kann. **Laubfrösche** sind typische Bewohner der Auen, die an starke Grundwasserschwankungen angepasst sind und von einem Entnahmemanagement profitieren, das diese starken Grundwasserschwankungen erhält. Die **Wechselkröte** als Pionierart von Sekundärgewässern ist auf fischfreie Gewässer angewiesen. Sie dürfte ebenfalls von einer starken Grundwasserschwankungsamplitude profitieren.

Dunkler-Wiesenkнопf-Ameisenbläuling und **Großer Feuerfalter** kommen in feuchten Mähwiesen und an Grabenrändern vor. Neben dem Vorkommen von Feuchtwiesen spielen Mahdregime und Habitat- und Strukturvielfalt eine große Rolle. Beide Arten kommen auf Standorten mit starkem Wechsel zwischen Trockenheit und Vernässung vor, wobei v.a. die Vernässungsphasen im Rahmen eines Entnahmemanagements erhalten bleiben müssen. Von diesen Vernässungsphasen, wie sie für die Weichholzaue typisch sind, profitiert auch der **Scharlachkäfer**, der genau in diesen Lebensräumen verbreitet ist.

Der **Schlammpeitzger** profitiert neben einer guten Wasserqualität und einem angepassten Gewässerunterhaltungsmanagement von einer starken Dynamik der Oberflächenwasserstände, die in der Rheinaue durch die Dynamik der Grundwasserstände hervorgerufen werden. Gegenüber anderen Fischarten profitiert die Art vom temporären, kurzzeitigen Trockenfallen der besiedelten Fließgewässer und Gräben, da sie dann ihre evolutive Anpassung an eben diese Umweltbedingungen nutzen kann.

Röhrichte (34.51 und 34.52) und **Riede (34.62 und 34.63)** werden am stärksten durch dauerhafte Grundwasserabsenkungen in Ihren Beständen gefährdet. Wenn die natürliche Hydrologie der Rheinaue nicht mehr zu so hohen Grundwasserständen führt, dass innerhalb der Vegetationszeit wenigstens über vier Wochen sehr nasse Verhältnisse vorherrschen, so sollte der mittlere Wasserwerksbetrieb dahingehend angepasst werden, dass diese hydrologischen Spitzen in den Grundwasserständen wieder vorhanden sind. LLUR (2011, p.12) weisen darauf hin, dass Veränderungen der Wasserstandsführung, die zu einer Verringerung der Wasserstandsschwankung führen, als eine Hauptursache für den Rückgang aquatischer Schilfröhrichte darstellen. Sommerliche temporäre Absenkungen des Grundwasserstands werden in LLUR (2011, p.12) explizit positiv bewertet, da sie oft Auslöser für ein rasches Vorwachsen der Rhizome in Richtung der trocken fallenden Gewässerfläche sind, wodurch sich der Schilfbestand in kurzer Zeit mehrere Meter in Richtung Gewässermitte ausbreiten kann.

Gehölze feuchter Standorte sind gegenüber euryöken Arten mittlerer Standorte nur dann konkurrenzkräftiger, wenn zeitweise im Jahr innerhalb der Vegetationszeit sehr hohe Grundwasserstände herrschen, die von den Generalisten (Mesophyten) nicht toleriert werden und zum Absterben dieser Arten führen. Dies gilt für **Grau- und Ohrweidengebüsche (42.31)**, **Schwarzerlen-Bruchwald (52.11)**, **Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (52.21)** und **Hainbuchen-Stieleichen-Wald (56.12)**. An den Stieleichen-Vorkommen hängen die beiden Arten **Heldbock** und **Mittelspecht**. Durch einen temporären Einstau von Stieleichen-Standorten werden Engerlinge als Wurzelfraßschädlinge der Eichen dezimiert und damit die Eichenbonität gesteigert, was zu einer Verbesserung der Habitatqualität für **Mittelspecht** und **Heldbock** führt.

Temporäre Aufhöhungen des Grundwasserstands sollten dann erfolgen, wenn die Grundwasserstände ohnehin schon sehr hoch sind. Hierdurch lassen sich größere Flächen vernässen bzw. die Vernässungsdauer ist entsprechend länger. Die gelingt am Besten im zeitigen Frühjahr mit Beginn der Vegetationsperiode (ab März). Diese Maßnahme fördert die Vorkommen genannter **grundwasserabhängiger Biotoptypen**, sowie die

beiden **Bläulings-Arten**, dem **Schlammpeitzger** sowie dem **Scharlachkäfer**. Zur Förderung der **Gelbbauchunke** hingegen müssten die Grundwasserstände über längere Zeiträume sehr hoch sein – die entsprechenden Larvalgewässer müssten für weitere Aussagen vor Ort inspiziert und hydrologisch charakterisiert werden. Der **Springfrosch**, der sehr zeitig im Jahr (Ende Februar / Anfang März) ablaicht, wird positiv beeinflusst. Die **Wechselkröte** dürfte vom Erhalt eines ausgeprägten Flutpulses in der Altaue profitieren.

Temporäre Steigerungen der Grundwasserentnahme, die mit einer zusätzlichen Grundwasserabsenkung einhergehen, sind entsprechend im Sommer und Herbst (mit Ausnahme der **Gelbbauchunke**) unkritisch, sofern oben genannte Vernässungsphasen realisiert werden können. **Feuchtwälder**, **-gebüsche** und **Röhrichte** werden von kurzfristigen Grundwasserabsenkungen nicht geschädigt. **Riede** profitieren von einer sommerlichen Niedrigwasserphase (LLUR 2011).

6.7.4 Synergieeffekte und Konfliktpotentiale mit überlagernden MaPs

Synergieeffekte für die Wasserwirtschaft ergeben sich mit den Offenland-Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen des RP Karlsruhe (2016b, Entwurfsstatus) zur Ausmagerung und Extensivierung der Grünlandbewirtschaftung (Maßnahmen in Zone A: OL01, OL02, OL03, OL05, ol01, ol05), da auf derart bewirtschafteten Flächen in der Regel weder der Einsatz von Düngemitteln erfolgt, noch Pestizide zur Anwendung kommen.

Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen im Wald (Maßnahmen in Zone A: WA01, WA04, wa01, wa02, wa07) betreffen die Förderung lebensraumtypischer Baumartenzusammensetzung sowie spezieller Artenschutzmaßnahmen für den Heldbock (v.a. Förderung der Eiche). Eine lebensraumtypische Artenzusammensetzung ist ebenfalls im Sinne der Wasserversorgung, da sie zu einer Verringerung des Nadelwaldanteils (Douglasie, Fichte, Kiefer) führt, was wiederum zu einer Reduktion atmosphärischer Einträge, zu einer Reduktion der Versauerung und zu einer Steigerung der Grundwasserneubildung führt.

Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen am Gewässer betreffen in Überlagerung mit Zone A die Herstellung eines naturnahen Gewässerverlaufs (Maßnahme ge01) sowie die Entwicklung pflanzenreicher, schwach durchflossener Gräben (ge02). Dem steht aus Sicht der Wasserversorgung grundsätzlich nichts im Wege, lediglich das Ziel den Tieflachgraben westlich des Wasserwerksgeländes wieder zu einem durchflossenen Graben zu machen, wird bei Betrieb des Wasserwerks und dem vorhandenen Absenktrichter ohne naturferne Sohlabdichtung in diesem Bereich nicht möglich sein. Diese Bedenken wurden im Rahmen der öffentlichen Auslegung von Seiten der Stadtwerke Karlsruhe geäußert.

6.8 Ökologische Optimierung: Entnahmevarianten und Maßnahmenvorschläge

6.8.1 Entnahmemanagement-Varianten (Maßnahmen E)

Die Wassergewinnung der Stadtwerke Karlsruhe erfolgt über vier räumlich weitgehend getrennte Wasserwerke und ist auf verschiedene Naturräume verteilt. Je nach Naturraum unterscheiden sich die anzutreffenden Art- und Biotopvorkommen sowie deren ökologische Ansprüche v.a. im Hinblick auf die hier näher beleuchtete Hydrologie. Es macht also durchaus Sinn ein ökologisches Entnahmemanagement aufzubauen, das ökologische Verbesserungen in den Wirkräumen der Grundwasserabsenkungen herbeiführen kann.

Für Zeiten, in denen es die Versorgungssicherheit und der Anlagenbetrieb zulassen, können die Grundwasserentnahmen zeitweise von einem Wasserwerk auf andere Werke verlagert werden (vgl. Kapitel 6.1). Aufbauend auf den verschiedenen abiotischen Eigenschaften der Naturräume Rheinaue, Niederterrasse und Kinzig-Murg-Rinne sowie den ökologischen Ansprüchen der in den Zonen A verbreiteten, wertgebenden Arten und Biotope können die im folgenden vorgestellten Bewirtschaftungsoptionen ökologisch sinnvoll sein. Die Dauer einer Förderreduzierungs-Maßnahme ist mit drei Monaten bemessen, um die Wirkungen in der Reichweite und Größenordnung zu erreichen, die Grundlage für das Zonierungskonzept in Kapitel 6.1 ist.

Es wurde bewusst darauf verzichtet diese ökologischen Verbesserungen, die auf rein numerische Weise aus dem in Kapitel 5 dargestellten Bewertungsverfahren zu ermitteln, da dies zu sehr als „Black Box“ verstanden und in Kreisen von Biologen und Fachbehörden vermutlich zu wenig Zustimmung gefunden hätte. Der gewählte Weg war daher zwar die hydroökologische Vulnerabilität des Raumes zu bewerten, um hier Unterscheidungen im Bewirtschaftungsgebiet herauszuarbeiten, dann aber auf die Art- bzw. Biotopebene zu wechseln und zu analysieren welche Arten diesen von der Hydrologie abhängigen Wert verursachen und in welcher Art und Weise diese durch Managementmaßnahmen gefördert bzw. geschädigt werden können.

Tabelle 6-11: Entnahmemanagement-Maßnahmen, Umsetzungsorte und Zielbiotope / -arten

E	Entnahmemanagement-Variante	Zielbiotop / -art
E1	<p>Frühjahrs-Förderreduzierung Rheinaue (jährlich März bis Mai) <i>- bei hohen Grundwasserständen geringe Entnahme / bei niedrigen Grundwasserständen hohe Entnahme zur Förderung der Auendynamik (Flutpuls) -</i></p> <p>In der Aue des Rheins, die typischer Weise eine große Wasserstandsdynamik aufweist, treten Phasen hoher Grundwasserstände (Sauerstoffstress) neben Phasen niedriger Grundwasserstände (Wasserstress) auf, wobei die Amplituden mehrere Meter betragen können. Es ist ökologisch sinnvoll diese Dynamik (die durch Ausdeichungen nur noch rheinnah bzw. sehr gedämpft vorhanden ist) im Rahmen des Grundwasserentnahme-Managements wieder zu verstärken. Bisher üblich ist eine mittlere, ganzjährig homogene Entnahmerate die zu einer gleichmäßigen Grundwasserabsenkung führt, sodass ganzjährig keine Einstauereignisse mehr auftreten.</p> <p>(Förderreduzierung WWRW → Verteilung je 50 % WWHW und WWMW)</p>	<p>34.51 Ufer-Schilfröhricht 34.52 Land-Schilfröhricht 34.56 Rohrglanzgrasröhricht 34.62 Sumpfschilf-Ried 34.63 Schlankseggen-Ried 42.31 Grau-/Ohrweidengebüsch 52.11 Schwarzerl.-Buchenwald 52.21 Tr.k.-Erlen-Eschen-Wald</p> <p>LRT 6510 Magere Mähwiesen LRT 9160 Sternm. Ei-Hb-Wald</p> <p>[1059] H. WK-Ameisenbläuling [1060] Großer Feuerfalter [1061] Dkl. WK-Ameisenbläuling [1086] Scharlachkäfer [1088] Heldbock [1145] Schlammpeitzger [1201] Wechselkröte [1209] Springfrosch [A238] Mittelspecht</p>
E2	<p>Sommer-Förderreduzierung Kinzig-Murg-Rinne (jährlich Jun. bis Aug.) <i>- bei niedrigen Grundwasserständen keine bzw. geringe Entnahme -</i></p> <p>In der Kinzig-Murg-Rinne, in der das Grundwasser natürlicherweise hoch ansteht und nur eine geringe jahreszeitliche Schwankung aufweist, kann ein nivellierendes Entnahmemanagement mit dem Ziel der Vermeidung von Niedrigwasserständen ökologische Verbesserungen herbeiführen. Dies ist in besonderem Maße in klimatisch trockenen Sommerperioden bei gleichzeitig niedrigen hydrologischen Verhältnissen wichtig.</p> <p>(Förderreduzierung WWDW → Verteilung je 50 % WWHW und WWRW)</p>	<p>13.21 Tümpel 34.59 Röhrichte 52.21 Sumpfwald</p> <p>[1083] Hirschkäfer [1086] Scharlachkäfer [1088] Heldbock [1166] Kammmolch [1209] Springfrosch [1324] Großes Mausohr [A238] Mittelspecht</p>
E3	<p>Sommer-Förderreduzierung Sekundärlebensräume (jährlich Jun. bis Aug.) <i>- bei niedrigen Grundwasserständen keine bzw. geringe Entnahme -</i></p> <p>In anthropogen geschaffenen Auskiesungsflächen der Niederterrasse befinden sich grundwasserabhängige Kleingewässer und Feuchtbiotope mit zahlreichen wertgebenden Arten, für die ein nivellierendes Entnahmemanagement mit dem Ziel der Vermeidung extremer Niedrigwasserstände ökologische Verbesserungen herbeiführen kann. Dies gilt in besonderem Maße für klimatisch trockene Sommerperioden mit gleichzeitig niedrigen hydrologischen Verhältnissen.</p> <p>(Förderreduzierung WWMW → Verteilung je 50 % WWHW und WWRW)</p>	<p>13.21 Tümpel 42.30 Feuchtgebüsche 42.31 Grau-/Ohrweidengebüsch</p> <p>[1197] Knoblauchkröte [1202] Kreuzkröte [1324] Großes Mausohr [A031] Weißstorch</p>

6.8.2 Wasserschutzgebiets-Management (Maßnahmen G)

Während durch die Grundwasserentnahme deutlich in den Landschaftshaushalt eingegriffen wird und die vorgeschlagenen Maßnahmen diese Auswirkungen „nur“ minimieren sollen, ergeben sich im Rahmen des WSG-Managements weitere, teilweise nicht unerhebliche Potentiale für den Arten- und Biotopschutz. Die in Kapitel 6.2 vorgestellten Maßnahmen sind in der folgenden Tabelle mit Bezug auf die Wasserwerke noch einmal zusammengestellt.

Potentiale liegen im Grünflächenmanagement der Stadtwerke-eigenen Flächen. Dies sind insbesondere die vier Wasserwerksgelände, die Brunnengevierte sowie die Lichtung entlang der Brunnenlinie Süd im Wasserwerk Hardtwald.

Die Wasserwerksgelände Hardtwald, Mörscher Wald und Rheinwald (und in kleinerem Maß das Wasserwerksgelände des Durlacher Walds) verfügen über parkähnliche Grünflächen, die ein hohes Potential zur Entwicklung magerer Flachland-Mähwiesen haben. Im derzeitigen Betrieb werden die Flächen bei Trockenheit intensiv bewässert und mehrmals im Jahr gemäht, was eine geschlossene Grasnarbe auf der Fläche fördern und die Staubbildung verhindern soll. Letztere könnte sich negativ auf die Belüftung der auf dem Werksgelände befindlichen Brunnen sowie auf die Belüftung der Enteisenungs- und Entmanganungsanlage auswirken. Es sollte geprüft werden zumindest einen Teil der Flächen aus der Beregnung und häufigen Mahd herauszunehmen, um entscheiden zu können, ob eine extensivere Flächenpflege denkbar ist. Diese würde nicht nur die Entwicklung in Richtung magerer Flachland-Mähwiese fördern sondern auch für wertgebende Arten wie Neuntöter, Heidelerche, Wendehals oder Ziegenmelker Lebensraum schaffen. [Maßnahme G7]

Die Grünfläche entlang der Brunnenlinie Süd im Wasserschutzgebiet Hardtwald wurde viele Jahre gemulcht, d.h. der Grünschnitt verblieb auf der Fläche. Mahdtermine waren nicht geregelt. Auf einigen Flächen wanderte der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) ein. Angeregt durch das Umweltamt Karlsruhe wurde begonnen, den invasiven Adlerfarn von der Brunnenlinie Süd des Wasserwerks Hardtwald mittels 9-schüriger Mahd zurückzudrängen und die Lichtung durch zweimalige Balkenmäher-Mahd (ab Mitte Juni) mit Abräumen des Mähguts auszumagern. Die Zurückdrängung des Adlerfarns kann nach zwei Jahren als abgeschlossen gelten, während die Ausmagerung der als LRT 6510 kartierten Fläche weiter fortgeführt werden soll. Hierzu werden vom Umweltamt EU-Gelder akquiriert, mittels derer die Pflege der Flächen über die nächsten zehn Jahre (2014 bis 2023) zu 100 % durchgeführt wird (vgl. hierzu auch Aktennotiz DEINLEIN vom 2.12.2013). [Maßnahme G2, G4]

Tabelle 6-12: WSG-Management-Maßnahmen, Umsetzungsorte und Zielbiotope / -arten

G	Maßnahme	Zielbiotop / -LRT / -art
G1	Spezielle Artenschutzmaßnahmen auf den Werksgeländen	
	.1 Aufhängen geeigneter Ersatzhöhlen (Nistkästen) für den Wendehals (Wasserwerksgelände HW, MW, RW)	[A233] Wendehals
	.2 Aufhängen von Sommer- und Winterquartieren für Bechsteinfledermaus und Großes Mausohr auf den störungsarmen Werksgeländen (alle Wasserwerksgelände)	[1323] Bechsteinfledermaus [1324] Großes Mausohr
	.3 Erhalt der parkartigen Struktur mit alten und teilweise morschen Bäumen sowie Habitatbäumen des Heldbocks (Wasserwerksgelände HW und DW)	[1088] Heldbock [A238] Mittelspecht
	.4 Anlage von Lesesteinhaufen und Trockenmauern / Substitution vorhandener (ersetzbarer) Betonmauern als Habitate für Zaun- und Mauereidechse sowie für die Schlingnatter (Wasserwerksgelände HW, MW, RW)	[1256] Mauereidechse [1261] Zauneidechse [1283] Schlingnatter
G2	Zurückdrängen invasiver Pflanzenarten (Adlerfarn, Goldrute) durch Balkenmäher-Mahd (anfangs 9-schürig) und Abräumen des Mähguts (Brunnenlinie Süd im WWHW - Maßnahme wurde bereits erfolgreich abgeschlossen)	LRT 6510 [A224] Ziegenmelker [A233] Wendehals [A246] Heidelerche [A338] Neuntöter
G3	Optimierung Habitatqualität Amphibien-Kleingewässer Da das WWHW Entnahmereduzierungen anderer Wasserwerke kompensieren muss, sollte das vorhandene Kleingewässer mit Kammmolchvorkommen ertüchtigt werden	[1166] Kammmolch
G4	Terminierung der Grünflächenpflege auf Zeiten außerhalb der Vogelbrutperiode (Anfang März bis Mitte Juni, für den Ziegenmelker sogar Mitte Juli) (alle Wasserwerksgelände und Brunnenlinie Süd im HW)	LRT 6510 [A224] Ziegenmelker [A233] Wendehals [A246] Heidelerche [A338] Neuntöter
G5	Initiieren und Zulassen des Aufkommens kleiner, südexponierter Gebüschgruppen mit Weißdorn, Brombeere oder Schlehe (Wasserwerksgelände HW, MW, RW)	[A338] Neuntöter [1261] Zauneidechse [1283] Schlingnatter
G6	Ausmagerung von Grünflächen mittels 2-schüriger Balkenmäher-Mahd und Abräumen des Mähguts (Wasserwerksgelände HW, MW, RW, Brunnenlinie Süd im HW)	LRT 6510 [A224] Ziegenmelker [A233] Wendehals [A246] Heidelerche [A338] Neuntöter

G	Maßnahme	Zielbiotop / -LRT / -art
G7	<p>Extensivierung der Grünflächenpflege der Wasserwerksgelände:</p> <p>Einstellung der Beregnung sowie der mehr als zweimaligen Mahd</p> <p>Nach Prüfung der Flächenentwicklung kann entschieden werden, ob sich hier Optionen für die Entwicklung der Flächen in Richtung „Magerer Flachlandmähwiesen“ und in Richtung Lebensstätte von FFH-Arten ergeben, ohne dass der sichere Anlagenbetrieb durch eine etwaig erhöhte Staubbildung auf der Fläche gefährdet wird.</p> <p>(Alle Wasserwerksgelände)</p>	<p>LRT 6510</p> <p>[1261] Zauneidechse [A224] Ziegenmelker [A233] Wendehals [A246] Heidelerche [A338] Neuntöter</p>
G8	<p>Ankauf und Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen durch Verpachtung in biologischer Landwirtschaft als Vorsorgemaßnahme zum Grundwasserschutz vor Düngemittel- und Pestizideinträgen (vgl. Sanders & Hess 2019). Das Label „Wasserschutzbrot“ (Abbildung 6-10) wird in Unterfranken bereits erfolgreich vergeben¹, wenn gleich in dieser Kampagne konventionell und nicht ökologisch gewirtschaftet wird.</p> <p>Auch Umwandlung von Ackerland in Streuobstwiesen sind förderlich (und lassen sich im Marketing etwa durch SWK-eigenen Apfelsaft aus grundwasserschonender Bewirtschaftung nutzen)</p> <p>Ein frühzeitiger Erwerb geeigneter Flächen dürfte gerade im Hinblick auf Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen im Rahmen des anstehenden Wasserrechtsverfahrens WWRW von strategischem Vorteil sein und könnte in der Summe Kosten sparen.</p> <p>(Schutzzone II und Wasserwerks-nahe Schutzzone IIIA des WWRW)</p>	<p>Ressourcenschutz</p> <p>Es profitieren aber auch</p> <ul style="list-style-type: none"> - Arten d. Feuchtlebensräume - Arten der Gewässer/Gräben - insektivore Tierarten - „Wasser-Biototypen“ durch reduzierten Düngemittel- und Schadstoffeintrag)



Abbildung 6-10: Siegel des fränkischen Wasserschutzbrotes aus konventioneller, aber düngemittelintensiver Landwirtschaft

¹ <https://www.wasserschutzbrot.de/> (Abruf am 26.10.2018)

6.9 Ökokonto und Ökokonto-Verordnung

Da viele der vorgeschlagenen Management-Maßnahmen als Ökokontomaßnahmen anerkannt werden können, werden die Eckdaten der Verordnung kurz dargestellt. Die Zusammenstellung basiert auf Wirsing et al. (2017) unter der Federführung von Dominique Bertsch.

Um den Naturhaushalt aufrecht zu erhalten, müssen bei Eingriffen in die Schutzgüter Arten, Biotope, Boden oder Wasser ausgleichende Maßnahmen stattfinden. Diese Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen dienen der Kompensation und können über das naturschutzrechtliche Ökokonto verrechnet werden. Die Werteinheit des Ökokontos ist der Ökopunkt (LUBW 2012). Für Baden-Württemberg ist das Ökokonto nach der Ökokonto-Verordnung (ÖKVO) (UM BW 2010) seit dem 1. April 2011 in Kraft und stellt somit ein Instrument zur Kompensation naturschutzrechtlicher Eingriffe dar (LUBW 2012). Ökokontofähige Maßnahmen können von privater oder öffentlicher Seite ausgeführt, in das Ökokonto-Verzeichnis eingebucht und bei späteren Vorhaben wiederum darauf zurückgegriffen werden. Ökopunkte können auch gehandelt und verkauft werden (LUBW 2012).

In § 22 NatSchG des Landes Baden-Württemberg wird durch die Novellierung des Naturschutzgesetzes im Jahr 2006 die Möglichkeit zu Einrichtung von Ökokonten zum Zwecke der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung festgesetzt (LUBW 2012). Nach § 16 Abs. 2 BNatSchG ist die Ausgestaltung von Verfahrens- und Bewertungsregelungen vom Bund den Bundesländern überlassen, weshalb weiter in § 23 NatSchG Regelungen für ein Kompensationsverzeichnis festgelegt werden (LUBW 2012). In solch einem Verzeichnis sind Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für festgesetzte Flächen sowie nach § 22 NatSchG anerkannte Maßnahmen erfasst (LUBW 2012). Wie in § 3 Abs. 5 ÖKVO festgehalten, muss für jede Ökokonto-Maßnahme die naturschutzfachliche Eignung belegt werden (LUBW 2012).

Ein Ökokonto weist vielfältige Vorteile auf. So ist beispielsweise die Möglichkeit zum Vorziehen einer Aufwertung des Naturhaushalts gegeben, wobei sich Maßnahmenträger ihre Maßnahmenplanungen zur Eingriffskompensation vorab anerkennen und später deren Umsetzung refinanzieren lassen können (LUBW 2012). Durch diese zeitliche Flexibilität wird eine Vereinfachung und Beschleunigung des Zulassungsverfahrens eines Vorhabens gewährleistet, indem eine umfangreiche Prüfung der Kompensationsmaßnahmen entfällt (LUBW 2012). Ebenfalls sind die Verzinsung sowie der Handel mit Ökokonto-Maßnahmen direkt durch die ÖKVO landesrechtlich geregelt und können bei entsprechender Nachfrage abgewickelt werden (LUBW 2012).

Aus § 22 NatSchG wird ersichtlich, dass nicht jede Maßnahme ökokontofähig ist. In Anlage 1 der ÖKVO sind die vier grundsätzlichen Maßnahmenbereiche aufgezeigt, die in ein Ökokonto aufgenommen werden können: Verbesserung der Biotopqualität, Schaffung höherwertiger Biotoptypen – Förderung spezifischer Arten – Schaffung von natürlichen Retentionsflächen – Wiederherstellung und Verbesserung von Bodenfunktionen, Verbesserung der Grundwassergüte (UM 2010). Demnach müssen die geplanten Maßnahmen gewissen Voraussetzungen genügen, um als Ökokonto-Maßnahme anerkannt und anschließend in das Ökokonto aufgenommen zu werden. Zuerst muss eine vorgezogene Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahme als Kompensationsmaßnahme gelten (vgl. § 15 Abs. 2 BNatSchG). Das bedeutet, dass die Maßnahme zu einer gezielten Aufwertung des Naturhaushaltes führen muss; anders als Pflegemaßnahmen, die einen vorhandenen Zustand sicherstellen sollen (LUBW 2012). Des Weiteren können nur Maßnahmen im Ökokonto verzeichnet werden, die ohne rechtliche Verpflichtung durchgeführt werden (vgl. § 16 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG) (LUBW 2012).

Der Ablauf einer zeitlich vorgezogenen und freiwillig erbrachten Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege zur Verbuchung im Ökokonto ist in der Antragstellung, Genehmigung, Dokumentation und auch Verwaltung der Maßnahme gezielt einfach gehalten (LUBW 2012). Zuerst stellt der Maßnahmenträger einen Antrag auf Genehmigung zu seiner Maßnahmenplanung. Im Zuge dessen ist neben einer grundlegenden Beschreibung der Maßnahme auch der Status quo und der erwünschte Zielzustand der Maßnahmenfläche zu bewerten (LUBW 2012). Die erhobenen bzw. erforderlichen Daten werden vom Antragsteller in das hierfür von der LUBW zur Verfügung gestellte und ständig gepflegte elektronische Formular eingegeben (LUBW 2012). Der gesamte Antrag auf Genehmigung wird dann an die untere Naturschutzbehörde versandt. Anschließend prüft die untere Naturschutzbehörde diesen Antrag; die Zustimmung zur Ökokonto-Maßnahme und die Festlegung der Bewertung in Ökopunkten fällt in ihren Zuständigkeitsbereich (LUBW 2012). Erfolgt die Genehmigung der Maßnahme, wird diese über das Kompensationsverzeichnis - Abteilung Ökokonto durch die untere Naturschutzbehörde veröffentlicht (LUBW 2012). Die Maßnahme ist nun öffentlich einsehbar von Behörden sowie von Privatpersonen (LUBW 2012). Daraufaufgehend kann der Maßnahmenträger nun mit der Realisierung der Maßnahme beginnen (LUBW 2012). Sobald der im Kompensationsverzeichnis aufgeführten Maßnahme ein Vorhaben mit Eingriff in den Naturhaushalt zugeordnet werden kann, erfolgt die Abbuchung jener zeitlich vorgezogenen und freiwillig durchgeführten Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahme vom Ökokonto zum Zwecke der Eingriffskompensation (LUBW 2012). In der Werteinheit Ökopunkt (ÖP) des Bewertungsverfahrens für naturschutzfachliche Ökokonto-Maßnahmen ausgedrückt, kommt es durch einen Eingriff zur Beeinträchtigung des Naturhaushaltes, was sich als Wertverlust in Ökopunkten ausdrücken lässt (LUBW 2012). Durch die bereits auf dem Ökokonto liegende Ökokonto-Maßnahme kann dieser Verlust wieder aufgewertet werden, sodass in der Bilanz mindestens ein gänzlicher Ausgleich stattfindet. Die Erfassung und Abbildung des Verlustes beim Eingriff und dem Wertgewinn durch die Maßnahme in Form des Ökopunkts erfolgt in den verschiedenen Schutzgütern unterschiedlich. Anlage 2 der ÖKVO hält die Regeln für die Bewertung der Schutzgüter fest, Tabellen 1-3 dienen als Werkzeuge (s. UM BW 2010). Beispielsweise wird die Wertigkeit der Biotope einer Fläche, wie bereits in Kapitel 3.5.3 aufgeführt, anhand der Biotoptypenkartierung über das Feinmodul direkt in Ökopunkte pro Quadratmeter erfasst.

Ökopunkte können zusätzlich in einem monetären Wert ausgedrückt und dadurch gehandelt werden, weshalb dieser monetäre Wert nicht starr festgelegt ist sondern sich in der Übereinkunft zwischen Maßnahmenträger und Käufer bildet (LUBW 2012).

Der oben zusammengestellte Maßnahmenkatalog handelt unter anderem die im Kompensationsverzeichnis wirksam werdenden Schutzgüter Wasser, Boden, Biotope und Arten ab. Die in diesem Katalog konkret aufgezeigten möglichen Handlungsfelder zur Aufwertung des Naturhaushalts innerhalb der Schutzgüter können dementsprechend bei vorheriger Beantragung auf Genehmigung über das Ökokonto verrechnet werden (ausgenommen die vorbeugenden und verhindernden Maßnahmen).

Beispielhaft zu nennen ist die Trockenmauer. Diese dient Reptilien und Insekten als Habitat. Im Speziellen besiedelt die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) als Anhang IV-Art der FFH-Richtlinie diese offenen, wärmebegünstigten und sonnigen Plätze (BFN 2011). Das Aufwerten einer Fläche mit dem Biototyp 23.40 Trockenmauer kann bei normaler Ausprägung einen Grundwert von 23 Ökopunkten pro Quadratmeter einbringen (vgl. Tabelle 1 UM BW 2010). Wird an anderer Stelle beispielsweise eine Vollentsiegelung durchgeführt, können pauschal 16 ÖP/m² veranschlagt werden (vgl. Tabelle 3 UM BW 2010). Falls anschließend auf dieser Maßnahmenfläche ein Zierrasen (Biototyp 33.80) gesät wird, können zusätzlich 4 ÖP/m² berechnet werden (vgl. Tabelle 1 UM BW 2010). Da die Entsiegelung vorrangig das Schutzgut Wasser und das Anlegen eines

Zierrasens das Schutzgut Biotope betrifft, kommt es hier zu einer Überlagerung der Wirkungsbereiche. In diesem Fall werden die Aufwertungsgewinne aufaddiert (UM BW 2010).

6.10 Fazit

Die hydroökologische Vulnerabilitätsbewertung mit den abgeleiteten Maßnahme-Empfehlungen für das Entnahme- aber auch für das WSG-Management zielt auf den Erhalt und die Entwicklung naturschutzrelevanter Biotope, Lebensraumtypen und Artvorkommen ab. Während die Maßnahmen G (Tabelle 6-12) aus dem Wasserschutzgebiets-Management direkt in die Umsetzung gehen können (oder im Zuge anstehender Wasserrechtsverfahren), gilt es für die Maßnahmen des Entnahme-Managements, weitere, bislang unberücksichtigte Strategieziele zu berücksichtigen:

- Qualitativ soll es zu keinen Verschlechterungen des Karlsruher Trinkwassers kommen, was aber im Rahmen der hier dargestellten Förderreduzierungen und -verlagerungen nicht zu befürchten ist.
- Energieeinsparungen können durch eine möglichst gute Steuerung und Kombination von Netzpumpen, eine effiziente Steuerung der Hochbehälter sowie eine Reduktion der Verteilwege erreicht werden. Diese führen nicht nur zu Kosteneinsparungen sondern auch zur Reduktion von CO₂-Emissionen, was im Hinblick auf den Klimawandel ein ökologisches Ziel ist. Energetische Energieeinsparpotentiale sind u.a. Grundlage für den geplanten Regelbetrieb der Wasserwerke (vgl. Kap. 6.1). Verlagerungen der Grundwasserentnahme können daher unter Umständen mit einer Verschlechterung der Energieeffizienz einhergehen, deren Ausmaß noch quantifiziert werden muss.

Die Maßnahme G8 „Ankauf und Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen“ im Zustrombereich der Brunnen des Wasserwerks Rheinwald sollte bezüglich ihrer Vor- und Nachteile intensiv diskutiert werden. Aus dieser Ressourcenschutzmaßnahme ergeben sich vielfältige positive Auswirkungen auf die Flora und Fauna des Gebiets. Der Zugriff auf diese Flächen für die Umsetzung dieser und anderer Maßnahmen könnte im Zuge des anstehenden Wasserrechtsverfahrens Rheinwald ein wichtiger Schritt für den Erhalt der derzeitigen wasserrechtlichen Bewilligung sein, die deutlich oberhalb der mittleren Regelentnahme liegt. Bei Neubeauftragung der derzeit genehmigten wasserrechtlichen Bewilligung werden sehr große Auswirkungen auf Flora und Fauna zu berücksichtigen sein.

Um eine möglichst breite Akzeptanz der vorgeschlagenen Management-Strategien bei Entscheidungsträgern zu erreichen, sollte die gewählte Vorgehensweise und die Dokumentation der Ermittlung der hydroökologischen Vulnerabilität mit den Genehmigungsbehörden intensiv diskutiert werden und in Fachzeitschriften publiziert werden.

7 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Grundwasserabsenkungen durch Trinkwassergewinnung, Bewässerung oder Klimawandel wirken sich in der Regel nachteilig auf grundwasserabhängige Ökosysteme aus. In Europa machen öffentliche Grundwasserentnahmen 30 % bis 60 % aller Grundwasserentnahmen aus, lokal mit starker Zunahme (Vandecasteele et al. 2014). Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC vom 23. Oktober 2000) sowie die nationalen Gesetze zum Wasserhaushalt fordern daher „Grundwasservorkommen derart zu bewirtschaften, dass ein Schutz und eine Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete erreicht wird“, um ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen auch im Hinblick auf die direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete zu erhalten und zu verbessern.

Für kommunale Wasserversorger ergibt sich hieraus der Bedarf, ihr Grundwasserentnahme-Management ökologisch zu optimieren. Bisher gängige Praxis bei wasserrechtlichen Genehmigungen ist die Festlegung von kritischen Wasserständen (Melde- oder Alarmwasserstände) an definierten Grundwassermessstellen, bei deren Erreichen die Grundwasserentnahme vor Ort reduziert oder zusätzlich Wasser in den Aquifer infiltriert wird. Gerade in großen Auen, die natürlicherweise über eine hohe Dynamik von Grund- und Oberflächenwasserständen verfügen (Reid & Capon 2011), ist ein so verursachter „nivellierender Betrieb“ aus Wissenschaftssicht ökologisch nicht für alle Arten optimal (Leyer 2005; Mathar et al. 2014) oder wird sogar als Gefährdungspotential für die Gewässerauen eingestuft (Erftverband 2003).

Die Vorgehensweise beim Aufbau eines ökologischen Entnahmemanagements gliedert sich in die Arbeitsschritte

- umfassende geoökologische Systemanalyse des Untersuchungsgebiets
- Aufbau eines hydraulischen Grundwasserströmungsmodells als Analyse- und Prognosewerkzeug
- Ermittlung der Managementmöglichkeiten im Betrieb der Wassergewinnungsanlagen
- Bewertung des biotischen Flächenwerts im Hinblick auf die Habitatfunktion für naturschutzrelevante Arten und Biotope
- Ableitung der hydroökologischen Vulnerabilität im Untersuchungsgebiet

Die entwickelten Methoden wurden für die Stadtwerke Karlsruhe, einem mittelgroßen kommunalen Wasserversorger beispielhaft angewandt. Sie betreiben zur Versorgung von etwa 400 000 Menschen mit Trinkwasser vier Grundwasserwerke in Wäldern rund um das Stadtgebiet, die bislang nach Kriterien der Versorgungssicherheit, der Wasserqualität und der Energieeinsparung betrieben werden. Es besteht ein großes Interesse der Stadtwerke ihr Entnahmemanagement auch dahin gehend zu optimieren, dass negative Beeinträchtigungen grundwasserabhängiger Arten und Lebensräume minimiert und Auswirkungen des Klimawandels teilweise abgemildert werden können.

Für das Bewirtschaftungsgebiet wurde ein instationäres Bodenwasserhaushalts-Modell mit SIWA on ARCVIEW (Monninkhoff 2001) zur Berechnung der Grundwasserneubildung aufgebaut (Wirsing 2016). Der zu Grunde

liegende Datensatz der amtlichen Bodenkarte 1 : 50 000 wurde in einer methodischen Neuentwicklung zur vereinfachten, verbesserten und fundierten Bewertung der hydrogeologischen Vulnerabilität des Bewirtschaftungsgebiets für das Risikomanagement des Wasserversorgers herangezogen (Wirsing et al. 2015; 2016). Das aufgebaute instationäre Grundwassermodell bildet die Hydrologie des Grundwassers im östlichen Oberrheingraben zwischen Linkenheim-Hochstetten und Stutensee im Norden bis Rastatt im Süden auf 440 km² nach. Das mit FEFLOW 6.2 (DHI-Wasy GmbH) aufgebaute Modell ermöglicht die Berechnung von Wasserständen, Gefälle, Fließrichtung, Isochronen, Bilanzierungen und eingeschränkt auch Stoff- und Wärmetransport im Zeitraum 1962 bis 2013.

Vor dem Hintergrund von Versorgungssicherheit, wasserrechtlichen Bewilligungen sowie der Trinkwasserhygiene wurden die geringsten realisierbaren Grundwasser-Entnahmeraten für die betrachteten Wasserwerke ermittelt. Mit Szenarienberechnungen wurden die hydraulischen Auswirkungen im Grundwasserleiter bestimmt, die durch eine dreimonatige Förderreduzierung in jedem der Wasserwerke mit Umverteilung der fehlenden Wassermenge auf andere Wasserwerke resultieren. Auf Grundlage dieser Berechnungen lässt sich das Bewirtschaftungsgebiet in verschiedene Managementzonen untergliedern. (Wirsing et al. 2018b)

Aufbauend auf etablierten vegetationskundlichen und avifaunistischen Bewertungsverfahren aus der Umweltplanung wurde ein neues, einfach anzuwendendes und international übertragbares Verfahren entwickelt, in dem neben der Berücksichtigung der Biotoptypen auch beliebige Arten oder Artengruppen mit ihren Lebensstätten in die Bewertung des biotischen Flächenwerts Eingang finden können (Wirsing et al. submitted). Über den flächenhaft bewerteten biotischen Wert im Sinne der Habitatfunktion für naturschutzrelevante Arten und Biotope hinaus können spezielle Anforderungen bzw. Randbedingungen integriert werden. Im vorliegenden Beispiel sind dies die art- bzw. biotopspezifische Grundwasserabhängigkeit und der lokale Grundwassereinfluss zur Abschätzung der hydroökologischen Vulnerabilität. Auch andere Vulnerabilitätsabschätzungen sind denkbar. Die Bewertung des biotischen Flächenwerts erfolgte auf Basis der Anhang-II-Arten der FFH-Richtlinie (92/43/EWG vom 21. Mai 1992), der nach BArtSchV (Anlage 1 Spalte 3) streng geschützten Amphibien- und Reptilienarten, der nach § 30 BNatSchG oder § 33 NatSchG geschützten Biotope sowie der FFH-Anhang-I-Lebensraumtypen.

Auf Basis dieser Auswertung werden hydroökologisch sensitive Räume identifiziert und bewertet. Unter Berücksichtigung der ökologischen Valenzbereiche vorkommender Biotoptypen und Arten und in Überlagerung mit den Zonen eines Entnahmemanagements (Wirsing et al. 2018a) lässt sich ein für diese Arten optimiertes Grundwasser-Ressourcenmanagement konzipieren.

Maßnahmenvorschläge im Entnahmemanagement berücksichtigen die unterschiedlichen Naturräume, in denen die Wassergewinnungsanlagen liegen. Für das in der Altaue des Rheins gelegene Wasserwerk Rheinwald wird eine Abkehr von der etablierten Verwendung von Warn- und Alarmwasserständen propagiert, bei deren Unterschreitung der Wasserwerksbetrieb eingeschränkt wird. Die vorgeschlagene Managementmaßnahme in diesem Bereich sieht die Aufrechterhaltung einer möglichst hohen Grundwasserschwankungsamplitude mit Spitzen im Frühjahr (Vernässungen) und Tiefständen im (Spät-)Sommer (extreme Trockenheit) vor. Ein die Grundwasserstände nivellierender Wasserwerksbetrieb wird in diesem Naturraum nicht für ökologisch zielführend erachtet. Für die anderen betrachteten Naturräume, die natürlicherweise nicht über eine derart hohe Grundwasserstandsdynamik verfügen, zielen klassische Maßnahmenvorschläge hingegen auf die sommerliche Stützung der Wasserstände ab.

Flankierend werden Maßnahmenvorschläge zur Förderung naturschutzrelevanter Tier- und Pflanzenarten im Rahmen des Grün- und Freiflächenmanagement in den Wasserschutzgebieten unterbreitet. Diese stellen

über die Entnahmemanagement-Maßnahmen hinaus ein nicht unerhebliches Potential zur Verbesserung der Erhaltungszustände der bewerteten Arten und Biotope dar. Die Ökokontofähigkeit der Maßnahmen sollte geprüft werden.

Für einen öffentlichen Wasserversorger gilt es in der Folge zu beurteilen,

- ob durch die Gewässerbewirtschaftung grundwasserbeeinflusste Ökosysteme beeinträchtigt werden
- welche naturschutzfachlich wertgebenden Arten und Biotope betroffen sind
- wie die hydroökologische Vulnerabilität im Bewirtschaftungsgebiet verteilt ist
- ob mehrere Wassergewinnungsanlagen vorhanden sind, die ein Entnahmemanagement ermöglichen
- auf welchen Raum sich die hydraulischen Auswirkungen eines Entnahmemanagements erstrecken

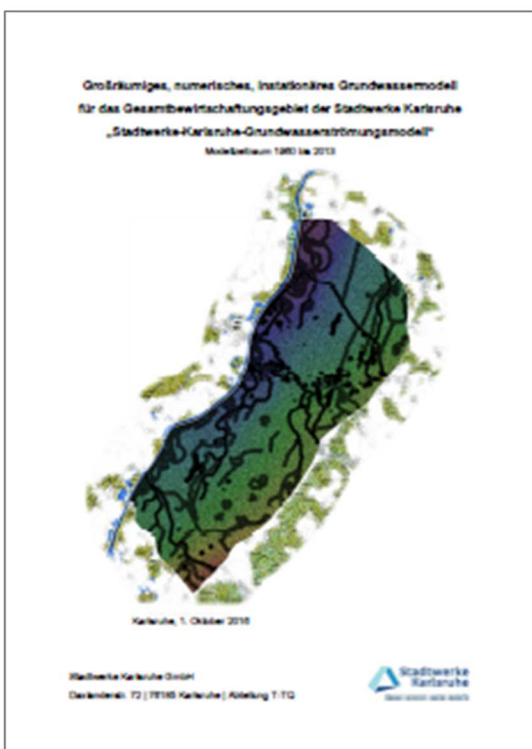
Sind diese Kriterien alle erfüllt oder lassen eine biotische Verbesserung im Bewirtschaftungsgebiet erwarten, kann das vorhandene Grundwasserentnahme-Management ökologisch optimiert werden, wobei die Ökologie und Lebensraumsprüche der einzelnen Arten individuell Berücksichtigung finden sollten.

Erklärung zur Autorenschaft



Zitiervorschlag: Wirsing T, Neukum C, Goldscheider N, Maier M (2015) Integration der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion in die hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung. Grundwasser 20: 97-106 DOI 10.1007/s00767-014-0273-5

Erklärung: Tobias Wirsing (TW) entwickelte den neuen integrativen Bewertungsansatz in Abstimmung mit Christoph Neukum, Nico Goldscheider und Matthias Maier. TW verfasste das Manuskript, das von allen Autoren editiert wurde. Das finale Manuskript liegt allen Autoren vor.



Zitiervorschlag: Wirsing T, Kühlers D (2016) Großräumiges numerisches, instationäres Grundwasserströmungsmodell für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe „Stadtwerke-Karlsruhe-Grundwasserströmungsmodell“ <https://grundwassermodell.stadtwerke-karlsruhe.de/> Supplementary material in: Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K, Goldscheider N (2018) Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. Grundwasser 23: 219-232 <https://doi.org/10.1007/s00767-018-0398-z>

Erklärung: Tobias Wirsing (TW) baute das Strömungsmodell in wesentlichen Teilen auf, wobei die Fließgewässerdatensätze von Dirk Kühlers aufbereitet wurden. TW verfasste den Modellbericht unter Mitarbeit von Dirk Kühlers, der federführend die Modelltheorie beschrieb. Der Modellbericht liegt allen Autoren vor.



Zitiervorschlag: Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K, Goldscheider N (2018) Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. *Grundwasser* 23: 219-232 <https://doi.org/10.1007/s00767-018-0398-z>

Erklärung: Tobias Wirsing (TW) führte die Recherchen und Modellsimulationen zur Ermittlung des Steuerpotentials in Abstimmung mit Dirk Kühlers, Matthias Maier, Michael Schöndt, Karl Roth und Nico Goldscheider durch. TW verfasste das Manuskript. Die Koautoren haben das Manuskript gewinnbringend editiert, korrigiert und diskutiert. Das finale Manuskript liegt allen Autoren vor.



Zitiervorschlag: Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schmidlein S, Goldscheider N (submitted) A new biotic area-assessment method for nature conservation value and hydroecological vulnerability with special consideration of species occurrence and groundwater dependency. Submitted to Biodiversity and Conservation

Erklärung: Tobias Wirsing (TW) konzipierte das neue Bewertungsverfahren in Abstimmung mit Dirk Kühlers, Matthias Maier, Sebastian Schmidlein und Nico Goldscheider. TW verfasste das Manuskript, das von allen Autoren editiert und kommentiert wurde. Das finale, eingereichte Manuskript liegt allen Autoren vor.

Literatur

- Adger WN (2006) Vulnerability. *Global Environmental Change* 16, 268–281.
- Ad-hoc-AG Boden (2005) *Bodenkundliche Kartieranleitung KA5*, Hannover: Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung.
- Appelo CAJ & Postma D (2005) *Geochemistry, Groundwater and Pollution* 2nd ed., Amsterdam: A.A. Balkema Publishers.
- AVBWasserV (1980) Verordnung über Allgemeine Bedingungen für die Versorgung mit Wasser vom 20. Juni 1980 (BGBl. I S. 750, 1067), die zuletzt durch Artikel 8 der Verordnung vom 11. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2010) geändert worden ist
- Barry D, Fischer RA, Hoffman KW, Barry T, Zimmerman EG & Dickson KL (2006) Assessment of Habitat Values for Indicator Species and Avian Communities in a Riparian Forest. *Southeastern Naturalist* 5, 295–310.
- Barthel R, Rojanschi V, Wolf J & Braun J (2005) Large-scale water resources management within the framework of GLOWA-Danube. Part A: The groundwater model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30, 372–382.
- Bastian O (1996) Biotope mapping and evaluation as a base of nature conservation and landscape planning. *Ekologia (Bratislava)* 15, 5–17.
- Bear J (1979) *Hydraulics of groundwater*, New York: McGraw-Hill, Inc. Publishing Company.
- Behm K & Krüger T (2013) Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen. *Inform d Naturschutz Niedersachs* 33, 55–69.
- Bezzel E (1980) Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungen. *Ornithol. Anz.* 19, 133–169.
- BfG (2013) Pegeldata der Messstellen Plittersdorf, Neuburgweiher, Maxau, Philippsburg und Speyer, Datenquelle: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz: BfG | Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- BfN (2011) Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV (<https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 18.6.2017).
- BfN (2008) Natura 2000 - Lebensraumtypen und Arten. *Onlineressource BfN* (<https://www.bfn.de/themen/natura-2000/lebensraumtypen-arten/arten-der-anhaenge/insekten/cucujus-cinnaberinus-scopoli-1763.html>, Abruf 6.2.2019).
- BfN (2006) *Natur und Staat - Staatlicher Naturschutz in Deutschland 1906-2006*, Münster: Landwirtschaftsverlag.

- Bilek F (2010) In-situ-Metallfällung - vom Modellkonzept zum eindimensionalen hydraulisch-geochemischen reaktiven Transport-Modell. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 201, 107–126.
- BirdLife International (2008) *State of the world's birds: indicator for our changing world*, Cambridge, UK: BirdLife International.
- Blendinger PG & Alvarez ME (2002) Ensembles de aves de los banados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): Consideraciones para su conservacion. *Honero* 17, 71–83.
- Blume H-P, Brümmer GW, Horn R, Kandeler E, Kögel-Kanbner I, Kretzschmar R, Stahr K & Wilke B-M (2010) *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde* 16. Auflage., Heidelberg Berlin: Springer.
- Bossard M, Feranec J & Otahel J (2000) Bossard et al 2000 - CORINE land cover technical guide, Copenhagen: European Environment Agency.
- Boulton AJ (2005) Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 319–323.
- Braun M (2003) *Die Säugetiere Baden-Württembergs*, Stuttgart: Ulmer-Verlag.
- Breunig T (2010) Managementplan für das FFH-Gebiet 7116-342 "Wiesen und Wälder bei Malsch", Institut für Botanik und Landschaftsökologie im Auftrag der LUBW.
- Burfield I, Butchart S, Nagy S & Van Bommel F (2006) Developing indicators for monitoring trends in the status of threatened birds in Europe. *J Ornithol* 147S, 17.
- Cano-Santana Z, Catillo-Arguero S, Martinez-Orea Y & Juarez-Orozco S (2008) Analisis de la riqueza vegetal y el valor de conseservacion de tres areas incorporades a la Reserva Ecologica des Pedregal de Sam Angel, Sistrito Federal (Mexico). *Bol Soc Bot Mex* 82, 1–14.
- Capmourteres V & Anand M (2016) "Conservation value": a review of the concept and its quantification. *Ecosphere* 7, 1–19.
- Chambers J, Nugent G, Sommer B, Speldewinde P, Neville S, Beatty S, Chilcott S, Eberhard S, Mitchell N, D'Souza F, Barron O, McFarlane D, Braimbridge M, Robson B, Close P, Morgan D, Pinder A, Froend R, Horwitz P, Cook B & Davies P (2013) Adapting to climate change: A risk assessment and decision making framework for managing groundwater dependent ecosystems with declining water levels - development and case studies, Gold Coast, Australia: National Climate Change Adaptation Research Facility.
- Clifton CA, Cossens B, McAuley C, Evans R, Cook P, Howe P & Boulton AJ (2007) Assessment Toolbox - A Framework for assessing the Environmental Water Requirements of Groundwater Dependent Ecosystems, Braddon, Australia: Projekt REM1 Report 1.
- Collen B, Pettorelli N, Baillie JEM & Durant SM eds. (2013) Biodiversity Monitoring and Conservation: Bridging the Gap between Global Commitment and Local Action, Camebridge: Wiley-Blackwell.
- Council Directive 92/43/EEC (Habitat-Directive) (1992) Council Directive 92/43/EEC of the 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- Cuperus R, Canters KJ, Udo de Haes HA & Friedman DS (1999) Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90, 41–51.

- Dams J, Salvadore E, Van Daele T, Ntegeka V, Willems P & Batelaan O (2012) Spatio-temporal impact of climate change on the groundwater system. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 1517–1531.
- Deinlein W (2006) Großräumiges, instationäres Grundwassermodell Karlsruhe. Modellaufbau und Kalibrierung für das Einzugsgebiet des geplanten Wasserwerks Kastenwört. *Arbeitsbericht Stadtwerke Karlsruhe*.
- Deinlein W (1999) Hydrologische Untersuchung als Grundlage zur Fortschreibung des numerischen Grundwassermodells Wasserwerk Karlsruhe-Hardtswald. *Arbeitsbericht Stadtwerke Karlsruhe*.
- Deinlein W & Hofmann B (2002) Stationäres Grundwasserströmungsmodell Wasserwerk Hardtswald. *Arbeitsbericht Stadtwerke Karlsruhe*.
- DHI-Wasy (2013) FEFLOW 6.2 - User Manual, Berlin: DHI-Wasy GmbH.
- Diersch HJG (2014) FEFLOW Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media, Heidelberg Berlin: Springer.
- DIN 1988-200 (2012) Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen - Teil 200: Installation Typ A (geschlossenes System) - Planung, Bauteile, Apparate, Werkstoffe, *Technische Regel des DVGW*.
- DIN 4049-3 (1994) Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie (*DIN 4049-3:1994-10*).
- DIN EN ISO 14688-1 (2011) Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung (*ISO 14688-1:2002*); *Deutsche Fassung EN ISO 14688-1:2002*.
- Directive 2009/147/EC (Birds Directive) (2009) Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30. November 2009 on the conservation of wild birds.
- Domenico PA & Schwartz FW (1997) Physical and Chemical Hydrogeology 2nd ed., New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Duelli P & Obrist MK (2003) Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 87–98.
- Dupuit J (1863) Études theorique et pratique sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables 2nd ed., Paris.
- Dußling U & Berg R (2001) Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung freilebender Neunaugen und Fische, Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg.
- DVGW (2016) W 107 (A) - Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten, *Technische Regel des DVGW*.
- DVGW (2015) W 400-1 (A) - Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRWV); Teil 1: Planung, *Technische Regel des DVGW*.
- DVGW (2010) W 202 (A) - Technische Regeln Wasseraufbereitung (TRWA) - Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung von Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung, *Technische Regel des DVGW*.
- DVGW (2008) W 1001 - Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb, *Technische Mitteilung des DVGW*.

- DVGW (1996) W 611 - Optimising energy and cost reduction in waterworks systems. *Technical Bulletin DVGW*.
- EASAC (2005) A user's guide to biodiversity indicators, London: EASAC | European Academies Science Advisory Council.
- Ebert G & Rennwald E eds. (1991) Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II, Stuttgart: Ulmer Verlag.
- EEA (1999) CORINE land cover - technical guide, Luxembourg: European Environment Agency.
- Ellenberg H & Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht 6. Auflage. Stuttgart: Ulmer-Verlag.
- Erftverband ed. (2003) Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen - Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte). *LAWA-Bericht 2*.
- Erftverband ed. (2002) Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen - Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme. *LAWA Bericht 1*.
- Esmail BA & Geneletti D (2018) Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Methods Ecol Evol* 9, 42–53.
- Etxano I, Garmendia E, Pascual U, Hoyos D, Diez M-A, Cardinanos JA & Lozano PJ (2015) A participatory integrated assessment approach for Natura 2000 network sites. *Environment and Planning C - Government and Policy* 33, 1207–1232.
- EU (2011) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Technical Report on Groundwater dependent terrestrial Ecosystems. *EU European Union, Technical Report No. 6*, 1–33.
- Evans R (2007) The Impact of Groundwater Use on Australia's Rivers, Australian Government / Land & Water Australia.
- Farhadi S, Nikoo MR, Rakhshandehroo GR, Akhbari M & Alizadeh MR (2016) An agent-based-nash modeling framework for sustainable groundwater management: A case study. *Agricultural Water Management* 177, 348–358.
- FENA (2014) Artensteckbrief des Scharlachkäfers (*Cucujus cinnaberinus*) Hessen. *FENA | Servicezentrum Forsteinrichtung und Naturschutz (Onlineressource: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/naturschutz/artenschutz/steckbriefe/Kaefer/Steckbriefe/Artensteckbrief_2012_Scharlachkaefer_Cucujus_cinnaberinus.pdf Abruf am 6.2.19)*, 1–15.
- Fetter CW (1979) Applied Hydrogeology 3rd ed., New York: Pearson.
- Fetter CW (2008) Contaminant hydrology 3rd ed., New Jersey: Waveland Pr Inc.
- Fleck W & Fritz C (2010) Digitale Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50000 - Neue Wege in der bodenkundlichen Landesaufnahme. *LGRB-Informationen* 25, 83–94.

- Forster S, Tyson G, Colvin C, Wireman M, Manzano M, Kraemer D, Goldscheider N & Coxon C (2016) What are groundwater-dependent ecosystems and why are they important ? *IAH - Strategic Overview Series*, 1–6.
- Froend RH & Sommer B (2010) Phreatophytic vegetation response to climatic and abstraction-induced groundwater drawdown: examples of long-term spatial and temporal variability in community response. *Ecological Engineering* 36, 1191–1200.
- FVA (2016) Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg - Kartierhandbuch, Freiburg i.Br.: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Gastauer M, Trein L, Meira-Neto JAA & Schumacher W (2013) Evaluation of biotop's importance for biotic resource protection by the Bonner Approach. *Ecological Indicators* 24, 193–200.
- Geertman S, Toppen F & Stillwell J (2013) Planning Support Systems for Sustainable Urban Development, Heidelberg Berlin: Springer.
- Geneletti D (2007) An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 228–235.
- Gold CM (1989) Surface Interpolation spatial adjacency and GIS. In *Raper J: Three Dimensional Applications in GIS*. London New York Philadelphia: Taylor & Francis, pp.21–35.
- Goldscheider N (2005) Karst groundwater vulnerability mapping: Application of a new method in the Swabian Alb, Germany. *Hydrogeology Journal* 13, 555–564.
- Goldscheider N, Klute M, Sturm S & Hötzl H (2000) The PI method: a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. *Z. Angew. Geol.* 463, 157–166.
- Gorelick SM (1983) A review of distributed parameter groundwater management modeling methods. *Water Resour. Res.* 19, 305–319.
- Grafton RQ & Little LR (2017) Risks, resilience and natural resource management: lessons from selected findings. *Natural Resource Modeling* 30, 91–111.
- Gudera T & Morhard A (2015) Hoch aufgelöste Modellierung des Bodenwasserhaushalts und der Grundwasserneubildung mit GWN-BW. *Hydrol. Wasserbewirtsch* 59, 205–216.
- Haack F, Lang U, Keim B, Eisele W, Schneck A, Emmert M, Kopp A, Sanzenbacher J & Maier A (2004) Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten. *Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0111 und 02WA0112*.
- Hancock PJ, Hunt RJ & Boulton AJ (2009) Hydrogeoecology, the interdisciplinary study of groundwater dependent ecosystems. *Hydrogeology Journal* 17, 1–3.
- Hölting B & Coldewey W (2009) Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie 7th ed., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Hölting B, Haertle T, Hohberger K-H, Nachtigal KH, Villinger E, Weinzierl W & Wrobel J-P (1995) Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. *Geol. Jahrb. C* 63, 5–24.
- Hubbert MK (1940) The Theory of Groundwater Motion. *Journal of Geology*, 785–944.

- Hunger H (2004) Naturschutzorientierte, GIS-gestützte Untersuchungen zur Bestandssituation der Libellenarten *Coenagrion mercuriale*, *Leucorrhinia pectoralis* und *Ophiogomphus cecilia* (Anhang II FFH-Richtlinie) in Baden-Württemberg. Dissertation. Freiburg: Hochschule Vechta.
- Hunt RJ, Hayashi M & Batelaan O (2016) Ecohydrology and Its Relation to Integrated Groundwater Management. In *Jakeman et al. (eds.): Integrated Groundwater Management*. Heidelberg Berlin: SpringerOpen, pp.297–313.
- Hüttner R (2005) Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens - Ein Überblick mit historischer Rückschau. *Geol. Jb.* E48, 17–72.
- Hydroconsult (2009) Kurzbeschreibung des Modells GWN-BW - Erweiterungen in Version 2.0, <http://www.hydroconsult.com/hydrologie/bodenwasserhaushalt/> (Abruf am 14.9.2016).
- IfGG (2017) Managementplan für das FFH-Gebiet 7015-341 "Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe", das Vogelschutzgebiet 7015-441 "Rheinniederung Elchesheim - Karlsruhe" und ein Teil des Vogelschutzgebiets 7114-441 "Rheinniederung von der Rench- bis zur Murgmündung", Institut für Geographie und Geoökologie des KIT.
- Illies H (1974) Intra-Plattentektonik in Mitteleuropa und der Rheingraben. *Oberrhein Geol Abh* 23, 1–24.
- Illies H (1972) The Rhine graben rift system-plate tectonics and transform faulting. *Geophysical surveys* 1, 27–60.
- Illies H (1965) Bauplan und Baugeschichte des Oberrheingrabens. Ein Beitrag zum "Upper Mantle Project." *Oberrh Geol Abh* 14, 1–54.
- ILN (2012) Managementplan 6717-341 FFH-Gebiet „Lußhardt zwischen Reilingen und Karlsdorf, 6717-341" und die Vogelschutzgebiete „Saalbachniederung bei Hambrücken, 6817-441" und „Hardtwald nördlich von Karlsruhe, 6916-441" (Erweiterung)", ILN Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz im Auftrag der LUBW.
- ILN (2009a) Pflege- und Entwicklungsplan für das Natura 2000-Gebiet 6816-341 „Rheinniederung von Karlsruhe bis Philippsburg“, ILN Insitut für Landschaftsökologie und Naturschutz.
- ILN (2009b) Pflege- und Entwicklungsplan (PEPL) für das FFH-Gebiet 6916-342 "Hardtwald zwischen Graben und Karlsruhe" und das Vogelschutzgebiet 6916-303 "Hardtwald nördlich von Karlsruhe," ILN Insitut für Landschaftsökologie und Naturschutz.
- Isaaks EH & Srivastanva RM (1989) An Introduction to Applied Geostatistics, New York: Oxford University Press.
- Istok J (1989) Groundwater Modeling by the Finite Element Method. *Water Resources Monograph* 13, 1–495.
- IUCN (2017) Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria Version 13. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf> Downloaded 10.12.2018.
- Janssen PHM & Heuberger PSC (1995) Calibration of process-oriented models. *Ecological Modelling* 83, 55–66.
- Jung M & Langner U (2001) Methode der finiten Elemente für Ingenieure: Eine Einführung in die numerischen Grundlagen und Computersimulation, Stuttgart: Teubner GmbH.

- Karger R & Hoffmann F (2013) Wassergewinnung | Gewinnung - Aufbereitung - Speicherung - Verteilung, Berlin: Springer.
- Kerebih MS & Keshari AK (2017) GIS-Coupled Numerical Modeling for Sustainable Groundwater Development: Case Study of Aynalem Well Field, Ethiopia. *J. Hydrol. Eng.* 22, 1–13.
- Kiel P (1995) Erstellung eines Grundwassermodelles für das Wasserwerk Rheinwald, *Diplomarbeit an der Fachhochschule Karlsruhe*.
- Kilroy G, Coxon C, Daly D, O'Connor A, Dunne F, Johnston P, Ryan J, Moe H & Craig M (2009) Monitoring the Environmental Supporting Conditions of Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems in Ireland. In *Quevauviller, P, Fouillac, A-M, Grath, J, Ward, R: Groundwater Monitoring*. Chichester, West Sussex: Wiley.
- Kimmig M (2014) Großräumiges, numerisches Grundwassermodell Karlsruhe. *Modelldokumentation Stadtwerke Karlsruhe*.
- Kimmig M (2012) Zeitliche Fortschreibung und Kalibrierung des großräumigen, numerischen Grundwassermodells Karlsruhe. *Masterarbeit im Studienfach Angewandte Geowissenschaften am KIT*.
- Kinzelbach W & Rausch R (1995) Grundwassermodellierung: Eine Einführung mit Übungen, Berlin Stuttgart: Gebrüder Bornträger.
- Kløve B, Ala-aho P, Bertrand G, Boukalova Z, Ertürk A, Goldscheider N, Ilmonen J, Karakaya N, Kupfersberger H, Kvoerner J, Lundberg A, Mileusnic M, Moszczynska A, Muotka T, Preda E, Rossi P, Siergieiev D, Simek J, Wachniew P, Angheluta V & Widerlund A (2011) Groundwater dependent ecosystems. Part I: Hydroecological status and trends. *Environm. Science and Policy* 14, 770–781.
- Kløve B, Allan A, Bertrand G, Druzynska E, Ertürk A, Goldscheider N, Henry S, Karakaya N, Karjalainen TP, Koundouri P, Kupfersberger H, Kvoerner J, Lundberg A, Muotka T, Preda E, Pulido-Velazquez M & Schipper P (2011) Groundwater dependent ecosystems. Part II: Ecosystem services and management in Europe under risk of climate change and land use intensification. *Environm. Science and Policy* 14, 782–793.
- Kohlfahl K (1995) Grundwassermodell Wasserwerk Durlacher Wald. Erstellung eines dreidimensionalen stationären Strömungsmodells, *Diplomarbeit am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe in Kooperation mit den Stadtwerken Karlsruhe*.
- Krüger T, Ludwig J, Pfützge S & Zang H (2014) Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. *Naturschutz Landschaftsplanung Niedersachsen* 48, 1–552.
- Kühlers D (2012) Einfluss eines Hochwasserretentionsraums auf den Anteil infiltrierten Flusswassers in Grundwasser-Entnahmebrunnen. *Dissertation an der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)*.
- Kühlers D (2002) Instationäres Grundwasserströmungsmodell im Einzugsgebiet Wasserwerk Rheinwald. *Stadtwerke Karlsruhe, unveröff.*
- Kühlers D (2000) Instationäre Strömungsmodellierung im Einzugsgebiet Wasserwerk Rheinwald – Eine Studie zu Methodik und Machbarkeit. *Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie an der TH Karlsruhe*.
- Kühlers D & Willmann A (2016) Wasserrechtsantrag Wasserwerk Mörscher Wald – Bericht zur Geohydrologie, Antragsunterlagen unveröffentlicht.

- Lang U, Keim B, Maier A & Pfäfflin H (2004) Grundwassermodell Bellenkopf-Rappenwört: Stationärer und instationärer Modellaufbau und Modelleichung, Ingenieurbüro Prof. Kobus und Partner mbH im Auftrag des RP Karlsruhe.
- LANUV (2018) Triflzoracetat (TFA). *ECHO-Stoffbericht, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen*, 1–19.
- Laufer H, Fritz K & Sowig P eds. (2007) Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Stuttgart: Ulmer-Verlag.
- Leyer I (2005) Predicting plant species responses to river regulation: the role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42, 239–250.
- LGL (2004) Digitale Rasterkarte 1:10000 (DTK 10), Stuttgart: Landesamt für Geoinformation und Landesentwicklung.
- LGRB (2016a) Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50000 (GeoLa), Blattschnittfreie Vektordaten, Freiburg i.Br.: Landesamt für Geologie und Rohstoffe.
- LGRB (2016b) Symbolschlüssel Geologie Baden-Württemberg - Verzeichnis Geologischer Einheiten (aktualisierte Ausgabe 2016), Freiburg i.Br.: Regierungspräsidium Freiburg, LGRB | Landesamt für Geologie und Rohstoffe.
- LGRB (2007) Hydrogeologischer Bau und Aquifereigenschaften der Lockergesteine im Oberrheingraben (Baden-Württemberg). *LGRB-Informationen* 19, 1–130.
- Liedtke H, Mäusbacher R & Schmidt K-H (2004) Relief, Boden und Wasser. In *IFL (INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE LEIPZIG; Hrsg. 2004): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland*. Leipzig.
- LLUR (2011) Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte - Ein Leitfaden für die Praxis. *LLUR SH - Gewässer D 23*, 1–48.
- Loomes RC, Froend RH & Sommer B (2013) Response of wetland vegetation to climate change and groundwater decline on the Swan Coastal Plain, Western Australia: Implications for management. In *Ribeiro L, Stigter TY, Chambel A, Condesso de Melo MT, Monteiro JP, Medeiros A (Eds.): Groundwater and Ecosystems*. Leiden, Netherlands: CRC Press, pp.207–219.
- LUBW (2018a) Artensteckbriefe zu Arten der FFH-Richtlinie. LUBW | Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW (2018b) HVZ | Hochwasservorhersagezentrale Baden-Württemberg - Wasserstände und Pegeldata, <http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de> (Abruf am 31.06.2016): LUBW | Landesamt für Umweltschutz.
- LUBW (2017) Artenschutzprogramm (ASP) Baden-Württemberg. Datenabfrage bei der LUBW | Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW (2016a) Kartieranleitung Offenland-Biotopkartierung Baden-Württemberg, LUBW | Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW (2016b) Modellierung des Bodenwasserhaushalts mit GWN-BW basierend auf Arbeiten zum Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg. LUBW | Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, unveröff.

- LUBW (2012) Ökokonto im Naturschutzrecht. Regelungen und Hintergründe, geeignete Maßnahmen, Kompensationsverzeichnis. *Naturschutzinfo* 1/2012 (https://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/103739/2012-06-01_NI_1-2012_Internet.pdf?command=downloadContent&filename=2012-06-01_NI_1-2012_Internet.pdf&FIS=200 Abruf am 1.7.2019).
- LUBW (2010) Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit - Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. *Bodenschutz* 23, 1–36.
- LUBW (2009) Arten, Biotope, Landschaft - Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten, Karlsruhe: LUBW | Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW (2008) Rote Liste und Artenverzeichnis der Schnecken und Muscheln Baden-Württembergs. *Naturschutz-Praxis. Artenschutz* 12, 1–185.
- Ludwig K (2000) Wasserspiegellagenberechnung für die Murg, Gutachten des Ingenieurbüro Ludwig im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe GmbH.
- Maanjhu SK & Kumar KJA (2012) Groundwater Simulation Studies or Parts of Western Yamuna Canal Command area, Haryana for Planing Sustainable Development. *Journal Geological Society of India* 80, 539–545.
- Magiera P (2000) Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit. *Grundwasser* 5, 103–114.
- Maier M & Eberhardt H (2011) Chronik der Wasserversorgung von Durlach und Karlsruhe, Stadtwerke Karlsruhe im Selbstverlag.
- Margules C & Usher MB (1981) Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biological Conservation* 21, 79–109.
- Massuel S, George BA, Venot J-P, Bharati L & Acharya S (2013) Improving assessment of groundwater-resource sustainability with deterministic modelling: a case study of the semi-arid Musi sub-basin, South India. *Hydrogeol. J.* 21, 1567–1580.
- Mathar W, Kleinebecker T & Hölzel N (2014) Environmental variation as a key process of co-existence in flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 26, 480–491.
- MC (2011) FFH-Verträglichkeitsstudie für das FFH-Gebiet „Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe“ – Gebiets Nr. 7015-341. Anlage 5.3 zum Erläuterungsbericht Wasserrechtsantrag Kastenwört, MC Mailänder Consult im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe.
- McPhee J & Yeh WW-G (2004) Multiobjective Optimization for Sustainable Groundwater Management in Semiarid Regions. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 130, 490–497.
- MfELU (1978) HGK Rastatt | Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg, Oberrheinebene Raum Rastatt (Karlsruhe-Bühl), Freiburg i.Br.: MfELU | Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg.
- Miess+Miess Landschaftsplanung & GBA KA (2004) Landschaftsplan 2010 des Nachbarschaftsverbands Karlsruhe, Erläuterungsbericht, Karlsruhe.
- Milly PCD, Betancourt J, Falkenmark M, Hirsch RM, Kundzewicz ZW, Lettenmaier DP & Stouffer RJ (2008) Stationarity Is Dead: Whither Water Management? *Science* 319, 573–574.

- MLR (2014) Im Portrait - die Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie, Stuttgart: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg.
- Mödinger J (2006) Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasser-Bewirtschaftung. *Dissertation an der Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der Universität Stuttgart*.
- Monninkhoff B (2001) *ArcSIWA 1.1 - Berechnung der Grundwasserneubildung - Benutzerhandbuch*, Berlin: Wasy-GmbH.
- Morhard A (2009) Kurzbeschreibung des Modells GWN-BW - Erweiterungen in Version 2.0. <http://www.hydroconsult.com/hydrologie/bodenwasserhaushalt/> (Abruf am 05.10.2017).
- Morhard A (2004) GWN-BW 1.2 - Benutzerhandbuch - Version 08/2014. <http://www.hydroconsult.com/hydrologie/bodenwasserhaushalt/> (Abruf am 05.10.2017).
- Müller EN, van Schaik L, Blume T, Bronstert A, Carus J, Fleckenstein JH, Fohrer N, Geißler K, Gerke HH, Graeff T, Hesse C, Hildebrandt A, Hölker F, Hunke P, Körner K, Lewandowski J, Lohmann D, Meinikmann K, Schibalski A, Schmalz B, Schröder B & Tietjen T (2014) Skalen, Schwerpunkte, Rückkopplungen und Herausforderungen der ökohydrologischen Forschung in Deutschland. *HW* 58, 221–240.
- Müller P (2018) Untersuchung potentieller Waldkalkungsflächen in den Wasserschutzgebieten der Stadtwerke Karlsruhe, *Bachelorarbeit im Studienfach Geoökologie am KIT*.
- Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models - Part I - A discussion of principles. *J. Hydrol* 19, 282–290.
- Neukum C (2013) Eine Übersicht zu Methoden und Anwendungen der Validierung von Vulnerabilitätsbewertungen. *Grundwasser*, 15–24.
- Neukum C (2006) Ermittlung eines Validierungsparameters zum Vergleich von Vulnerabilitätskonzepten in Karstgebieten, *Dissertation an der Universität Karlsruhe*.
- Neukum C, Hötzl H & Himmelsbach T (2008) Standardization of vulnerability maps. *Hydrogeol J* 16, 641–658.
- Nikolos IK, Stergiadi M, Papadopoulou MP & Karatzas GP (2008) Artificial neural networks as an alternative approach to groundwater numerical modelling and environmental design. *Hydrol. Process.* 22, 3337–3348.
- Novitzki R, Smith D & Fretwell J (1997) Restoration, Creation, and Recovery of Wetlands - Wetland Functions, Values, and Assessment. *US Geological Survey National Water Summary on Wetland Resources*.
- Oberdirektion des Wasser- und Straßenbaus (1862) Karte über den Lauf des Rheins längs der badisch-französischen Grenze nach dem Stande der Jahre 1838 & 1861 und längs der badisch-bayerischen Grenze nach dem Stande der Jahre 1817 & 1861, [https://blb.ibs-bw.de/aDISWeb/app?service=direct/0/Home/\\$DirectLink&sp=S127.0.0.1:23002&sp=SAKSWB-IdNr091433266](https://blb.ibs-bw.de/aDISWeb/app?service=direct/0/Home/$DirectLink&sp=S127.0.0.1:23002&sp=SAKSWB-IdNr091433266) (Abruf am 7.7.2016).
- Oldham RS, Keeble J, Swan MJS & Jeffcote M (2000) Evaluating the Suitability of Habitat for the Great Crested Newt. *Herpetological Journal* 10, 143–155.
- Penckwitt J, van Geldern R, Hagspiel B, Packebusch B, Mahr A, Burkhardt K & Barth JAC (2016) Quantifizierungen von Grundwassereintritten in städtische Abwassersysteme mittels stabiler Isotope. *Grundwasser* 21, 217–225.

- Persson J, Larsson A & Villarrojo A (2015) Compensation in Swedish infrastructure projects and suggestions on policy improvements. *Nature Conservation* 11, 113–127.
- Pikulski (2000) Umfangreiche Auswertung sämtlicher beim LGRB Freiburg im Modellgebiet vorliegender Pumpversuche im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe. Hydrogeologisches Büro Pikulski.
- Quevauviller P, Batelaan O & Hunt RJ (2016) Groundwater Regulation and Integrated Water Planning. In *Jakeman et al. (eds.): Integrated Groundwater Management*. Heidelberg Berlin: SpringerOpen, pp.197–227.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*.
- Rainio J & Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, 487–506.
- Rains MC, Mount JF & Larsen EW (2004) Simulated Changes in Shallow Groundwater and Vegetation Distributions Under Different Reservoir Operations Scenarios. *Ecol. Appl.* 14, 192–207.
- Reid M & Capon S (2011) Role of the soil seed bank in vegetation responses to environmental flows on a drought-affected floodplain. *River Systems* 19, 249–259.
- Richter D (1995) Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 194, 1–97.
- Richwien W (2000) Übungen zur Wasserhaltung, *Skript des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik, Universität Essen*.
- Riley KN (2010) Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as biodiversity indicators for age structure in Piedmont Forests. Master-Thesis. Winston-Salem, North Carolina: Wake Forest University.
- Rohde MM, Froend R & Howard J (2017) Groundwater Dependent Ecosystems under the Sustainable Groundwater Management Act: Guidance for Preparing Groundwater Sustainability Plans. *Groundwater* 55, 293–301.
- Rohde MM, Matsumoto S, Liu S, Riege L & Remson EJ (2018) Groundwater Dependent Ecosystems under the Sustainable Groundwater Management Act: Guidance for Preparing Groundwater Sustainability Plans, San Francisco, California: The Nature Conservation.
- Rossman LA (2000) EPANET 2 - Users manual, Cincinnati, OH / USA: National risk management research laboratory.
- Roth A & Lengnick C (1999) Wasserspiegel-Berechnung des Pfinzentalungskanals und der Pfinz(-Heglach). Aufbau eines Messpegel-Berechnungsprogramms für den Pfinzentalungskanal und die Pfinz(-Heglach), Hydro-Energie Roth GmbH im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe.
- RPK (2016a) Die Kinzig-Murg-Rinne ein ehemaliges Flusssystem am Ostrand des Nördlichen Oberrheingraben, (<http://themenpark-umwelt.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/7451/?path=4422;6350;6706;&part=7539&partId=0> Abruf am 11.8.2016: RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2016b) Entwurf: Managementplan für das FFH-Gebiet 7015-341 "Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe", das Vogelschutzgebiet "Rheinniederung Elchesheim - Karlsruhe", für ein Teilgebiet des Vogelschutzgebiets 7114-441 "Rheinniederung von der Rench- bis zur Murgmündung," RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.

- RPK (2015) Managementplan für das Fauna-Flora-Habitat-Gebiet 6916-341 „Alter Flugplatz Karlsruhe“, RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2014) Managementplan für das FFH-Gebiet 7016-343 “Oberwald und Alb in Karlsruhe,” RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2013a) Managementplan für das FFH-Gebiet 7016-341 “Hardtwald zwischen Karlsruhe und Muggensturm,” RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2013b) Managementplan für die Natura2000-Gebiete 7214-342 “Bruch bei Bühl und Baden-Baden” 7214-441 “Riedmatten und Schiftunger Bruch” 7314-441 “Acher-Niederung,” RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2011) Natura2000-Managementplan für das FFH-Gebiet 7017-342 “Pfinzgau-West,” RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- RPK (2003) Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit in Mannheim, Heidelberg und im Rhein-Neckar-Kreis, RPK | Regierungspräsidium Karlsruhe.
- Sanders J & Hess J eds. (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. *Thünen Report* 65, 1–361.
- Schiel F-J, Hunger H & Leipelt K (2016) Sonderuntersuchungen Libellen (Odonata) im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zur Neukonzessionierung der Grundwassergewinnung im Wasserwerk Mörscher Wald. *Anlage 5.8.5 zum Wasserrechtsantrag Wasserwerk Mörscher Wald.*
- Schiffler GR & Weiss V (2001) Wasserspiegelberechnung für die Alb von Ettlingen bis zur Mündung in den Rhein, Ingenieurbüro Wald & Corbe im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe.
- Schlegel O (2012) Dendrochronologische Untersuchungen zur Wirkung von Grundwasserabsenkungen. *Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie am KIT.*
- Schneck A (2006) Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes. *Dissertation an der Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der Universität Stuttgart.*
- Schreiber M (2015) Bewertung von Vogelbrutgebieten - Vorschlag für ein numerisches Verfahren zur bundesweiten Anwendung. *NuL* 47, 133–141.
- Schroeter M (2002) Aufbau eines numerischen Grundwasserströmungsmodells zur Nachbildung der Strömungsverhältnisse im Bereich der FUNNEL-AND-GATE Sanierungsanlage am Standort des ehemaligen Gaswerkes Ost, *Diplomarbeit an der BA Mannheim in Kooperation mit den Stadtwerken Karlsruhe.*
- Schwab O (2011) Erstellung von Grundwassergleichenplänen für das gesamte Bewirtschaftungsgebiet, *Praktikumsbericht für die Stadtwerke Karlsruhe GmbH.*
- Schwaller J (2011) Hydraulische Modellierung eines Trinkwasserverteilungsnetzes mit anschließender Simulation der Chlorzehrung. *Bachelorarbeit an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Karlsruhe.*
- Schwarz M (2005) Evolution und Struktur des Oberrheingrabens – quantitative Einblicke mit Hilfe dreidimensionaler thermomechanischer Modellrechnungen. *Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.*

- Sedki A & Ouazar D (2011) Simulation-Optimization Modeling for Sustainable Groundwater Development: A Moroccan Coastal Aquifer Case Study. *Water Resour. Manag.* 25, 2855–2875.
- Serov P, Kuginis L & Williams JP (2012) Risk assessment guidelines for groundwater dependent ecosystems - Volume I: The conceptual framework, Sydney: NSW Department of Primary Industries, Office of Water.
- Singh A (2013) Simulation and Optimization Modeling for the Management of Groundwater Resources. I: Distinct Applications. *J. Irrig. Drain. Eng.* 140, 04013021.
- Smith M, Cross K, Paden M & Laban P (2016) Managing groundwater sustainability, Gland, Switzerland: IUCN Global Water Programme.
- Sommer B & Froend RH (2011) Resilience of phreatophytic vegetation to groundwater drawdown: is recovery possible under a drying climate? *Ecohydrology* 4, 67–82.
- Southerland M (1993) Habitat evaluation: guidance for the review of environmental impact assessment documents, Washington, DC.
- Stein D (2017) Typisierung von Flachlandmähwiesen (LRT 6510) im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe. *Berufspraktikum im Studiengang Geoökologie des KIT*.
- Sternberg K & Buchwald R eds. (1999) Die Libellen Baden-Württembergs, Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Stüben K & Clees T (2005) User's Manual SAMG - Release 22c. http://fellow.info/fileadmin/FEFLOW/download/other_docs/samg_user22c-11.pdf Abruf am 2.5.2016.
- Sturm S, Kiefer J, Kollotzek D & Rogg J-M (2010) Aktuelle Befunde der Metaboliten von Tolyfluanid und Chlorldazon in den zur Trinkwasserversorgung genutzten Grundwasservorkommen Baden-Württembergs. *gwf-Wasser/Abwasser* 10, 950–959.
- Trizzino M, Bisi F, Maiorano L, Martinoli A, Petitta M, Praetoni DG & Audisio P (2015) Mapping biodiversity hotspots and conservation priorities for the Euro-Mediterranean headwater ecosystems, as inferred from diversity and distribution of a water beetle lineage. *Biodivers Conserv* 24, 149–170.
- UM BW (2010) Verordnung des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr über die Anerkennung und Anrechnung vorzeitig durchgeführter Maßnahmen zur Kompensation von Eingriffen (Ökokonto-Verordnung - ÖKVO) vom 19. Dez. 2010 (GBl. Nr. 17, S. 389) in Kraft getreten am 1. Jan. 2014
- UM BW (1995) Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. *Luft Boden Abfall* 31.
- UM BW & MUEEF RLP (2007) HGK Ka-Sp | Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer: Fortschreibung 1986-2005: Beschreibung der geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Situation, Stuttgart Mainz: Hrsg.: UM BW | Umweltministerium Baden-Württemberg & MUEEF RLP | Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz.
- UM BW & MUEEF RLP (1988) HGK Ka-Sp | Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer: Analyse des Ist-Zustandes, Aufbau eines mathematischen Grundwassermodells, Stuttgart Mainz: Hrsg.: UM BW | Umweltministerium Baden-Württemberg & MUEEF RLP | Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz.
- Vandecasteele I, Bianchi A, Batista e Silva F, Lavallo C & Batelaan O (2014) Mapping current and future European public water withdrawals and consumption. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 407–416.

- VDI/DVGW 6023 (2013) Hygiene in Trinkwasser-Installationen. Anforderungen an Planung, Ausführung, Betrieb und Instandhaltung, *VDI-Richtlinie*.
- Villarroya A, Persson J & Puig J (2014) Ecological compensation: From general guidance and expertise to specific proposals for road developments. *Environmental Impact Assessment Review* 45, 54–62.
- Villarroya A & Puig J (2013) A proposal to improve ecological compensation practice in road and railway projects in Spain. *Environmental Impact Assessment Review* 42, 87–94.
- Villarroya A & Puig J (2010) Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. *Environmental Impact Assessment Review* 30, 357–362.
- Villinger E (1998) Zur Flussgeschichte von Rhein und Donau in Südwestdeutschland. *Jahresberichte und Mitteilungen des Oberrheinischen Geologischen Vereins*, 361–398.
- Villinger E (1986) Untersuchungen zur Flussgeschichte von Aare-Donau/Alpenrhein und zur Entwicklung des Malm-Karsts in Südwestdeutschland. *Jh geol Landesamt Baden-Württemberg* 28, 297–362.
- Vogel J (1996) Aufbau und stationäre Eichung des dreidimensionalen Grundwassermodelles für das Einzugsgebiet des Wasserwerkes Rheinwald und Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher hydrologischer Verhältnisse auf die räumliche Ausdehnung des Einzugsgebiets und der Schutzzone II, *Diplomarbeit an der Universität Karlsruhe (TH)*.
- Vogel P & Breunig T (2005) Bewertung der Biotoptypen Baden-Württembergs zur Bestimmung des Kompensationsbedarfs in der Eingriffsregelung. Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 1–65.
- Wald J, Schiffler GR & Krisamer P (1991) Hydrologisch-wasserwirtschaftliche Untersuchung der Abflussverhältnisse am Federbach zwischen Malsch und Karlsruhe als Grundlage für die naturnahe Umgestaltung des Federbachs, *Gutachten des Ingenieurbüros WALD & CORBE im Auftrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe*.
- Wang HF & Anderson MP (1982) *Introduction to groundwater modeling - Finite Difference and Finite Element Methods*, New York: Academic Press Inc.
- Wasserwirtschaftsamt Karlsruhe ed. (1962) Denkschrift zur Pfinz-Saalbach-Korrektion. *Sonderdruck aus Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg*.
- Weitbrecht V (1996) Aufbau eines numerischen Grundwasserströmungsmodells für das Wasserwerk Mörscher Wald und das geplante Wasserwerk Kastenwört und Berechnung der dreidimensionalen räumlichen Ausdehnung des Einzugsgebiets der Förderbrunnen, *Diplomarbeit am Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe in Kooperation mit der Stadtwerke Karlsruhe GmbH*.
- Whiteman M, Brooks A, Skinner A & Hulme P (2010) Determining significant damage to groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales for use in implementation of the Water Framework Directive. *Ecological Engineering* 36, 1118–1125.
- Whiteman M, Jose P, Grout M, Brooks A, Quinn S & Acreman M (2014) Local impact assessment of wetlands from hydrological impact to ecological effects. *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century* 2, 198–212.
- WHO (2006) Guidelines for drinking-water quality, Genf: World Health Organization, Resource document.

- Wirsing G & Ellwanger D (2007) Hydrogeologischer Bau und Aquifereigenschaften der Lockergesteine im Oberrheingraben (Baden-Württemberg), Regierungspräsidium Karlsruhe, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (CD-ROM).
- Wirsing T (2016) Dokumentation der Berechnung der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Karlsruher Wasserwerke mit Siwa on ArcView - 1960 bis 2013. *Modelldokumentation Stadtwerke Karlsruhe*.
- Wirsing T (2014) Ergänzende Berücksichtigung des Bodenwasserhaushalts in den Dendrochronologischen Untersuchungen zur Wirkung von Grundwasserabsenkungen auf Alteichen (*Quercus robur*) im Wirkraum der Grundwasserabsenkung durch das Wasserwerk Rheinwald der Stadtwerke Karlsruhe von Schlegel (2012). *Studie im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe*.
- Wirsing T (2009) Modellierung des Bodenwasserhaushalts im Wasserschutzgebiet Rheinwald mit SIWA on ArcView & Vergleich der Modellergebnisse mit vegetationskundlichen Veränderungen auf den Dauerbeobachtungsflächen. *Studie im Auftrag der Stadtwerke Karlsruhe*.
- Wirsing T (2006) Erstellung von Bodenfunktionskarten zur Bewertung des Bodenwasserhaushaltes im Wassersicherstellungsgebiet Kastenwört mittels eines GIS. *Diplomarbeit im Studienfach Geökologie an der Universität Karlsruhe (TH)*.
- Wirsing T & Deinlein W (2007) Modellierung des Bodenwasserhaushalts im Wassersicherstellungsgebiet Kastenwört. *Anlage zur Umweltverträglichkeitsstudie des Wasserrechtsantrags Kastenwört der Stadtwerke Karlsruhe*.
- Wirsing T, Deinlein W, Hofmann B, Maier M & Roth K (2010) Modellierung des Bodenwasserhaushalts als Prognose-Instrument zur praxisnahen Abschätzung der Umweltauswirkungen einer Grundwasserabsenkung. *gwf-Wasser/Abwasser* 151, 182–189.
- Wirsing T, Goldscheider N, Schönthal M & Maier M (2016) Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. Neue Datengrundlagen erfordern die fachübergreifende Anpassung etablierter Methodenstandards. *AWBR-Jahresbericht* 47, 103–115.
- Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schmidlein S & Goldscheider N (submitted) A new biotic area-assessment method for nature conservation value and hydroecologic vulnerability with special consideration of species occurrence and groundwater dependency. *Ecohydrology*.
- Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K & Goldscheider N (2018a) Determination of the spatio-temporal potential for developing an ecological groundwater withdrawal management plan / Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. *Grundwasser* 23, 219–232.
- Wirsing T, Kühlers D, Maier M, Schönthal M, Roth K & Goldscheider N (2018b) Ermittlung des Steuerungspotenzials für ein ökologisches Grundwasser-Entnahmemanagement der Stadtwerke Karlsruhe. *Grundwasser* 23, 219–232.
- Wirsing, T, Lewerentz A, Ahlbrand J, Bertsch D, Gebhardt R, Krauß L, Werling M, Schmidlein S (2017) Ökologisches Konzept zur Freiflächenentwicklung und zum Freiflächenmanagement am Karlsruher Institut für Technologie. Stufe 1: Leitbilder, Status quo, Potentiale, Maßnahmen, Good Practice Beispiele. Projektbericht des IfGG im Auftrag der Stabstelle Zukunftscampus am KIT.
- Wirsing T, Neukum C, Goldscheider N & Maier M (2015) Integration der bodenkundlichen Filter- und Pufferfunktion in die hydrogeologische Vulnerabilitätsbewertung. *Grundwasser* 20, 215–224.

- Wirsing T, Waldenmeyer G, Burger D, Hofmann B, Maier M & Roth K (2010) Bodenwasserhaushaltsmodellierung in der Planungspraxis: Ein geplantes Wasserwerk in der Rheinaue. *Forum der Geoökologie* 21, 19–24.
- Wirsing T & Wirsing A (2017) 10 years of bird monitoring by line transects and derivation of an indicator for the assessment of the ecological integrity of a Special Protection Area / 10 Jahre avifaunistisches Monitoring zur Ableitung eines Indikators zur ökologischen Zustandsbewertung des EU-Vogelschutzgebiets „Maintal zwischen Schweinfurt und Dettelbach“. *Ornithol. Anz.* 55, 122–138.
- Witte J, Runhaar J, van Eck R, van der Hoek DCJ, Bartholomeus RP, van Bodegom PM, Wassen MJ & van der Zee SEATM (2012) An ecohydrological sketch of climate change impacts on water and natural ecosystems for the Netherlands: bridging the gap between science and society. *Hydrol Earth Syst Sci* 16, 3945–3957.
- Wurst C (2009) Lokale Populationen des Heldbocks (*Cerambyx cerdo*), Art der FFH-Richtlinie Anh. II und IV, im Stadtkreis Karlsruhe. *Gutachten im Auftrag des Umwelt- und Arbeitsschutzes der Stadt Karlsruhe*, 1–9.
- Zentrum Geotechnik (2012) *Grundbau und Bodenmechanik – Übung Wasserhaltung. Korrekturfaktor bei unvollkommenen Brunnen*, <http://www.gb.bv.tum.de/download/uebung/c.pdf> aufgerufen (Abruf am 27.09.2012): TU München.
- Ziegler PA & Dezes P (2005) Evolution of the lithosphere in the area of the Rhine Rift System. *International Journal of Earth Sciences* 94, 594–614.
- Zienkiewicz OC & Taylor RL (2000) *The Finite Element Method* 5th ed., London: Butterworth-Heinemann.
- Zwahlen F ed. (2003) *Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (Karst) Aquifers. Final Report COST Action 620*, 1–292.







Anhang A – Beschreibung naturschutzrelevanter Biotoptypen

Die im Folgenden kurz vorgestellten, nach § 30 BNatSchG und § 33 NatSchG BW sowie nach § 30a LWaldG BW geschützten Biotoptypen, liegen im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe. Die Daten wurden über den Daten- und Kartendienst der LUBW¹⁴ bezogen. Die Datensätze der Offenlandbiotopkartierung (LUBW 2009) konnten direkt ausgewertet werden. Die Datensätze der Waldbiotopkartierung (FVA 2016) erlauben nur eine Zuordnung oberhalb der Biotoptypen, so dass innerhalb der Zone A für jede ausgewiesene Fläche der Report „Biotop-Erhebungsdaten“ heruntergeladen und eine Zuordnung zu den Biotoptypen der LUBW vorgenommen wurde.

Die Steckbriefe wurden wo möglich wörtlich aus LUBW (2009) übernommen. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“ sowie „Konflikte und Potentiale im WSG-Management“ wurden ergänzt.

Beschreibungen wurden nur für diejenigen Biotoptypen erstellt, für die Vorkommen in Zone A oder B vorliegen und für die eine Grundwasserabhängigkeit oder ein Potential zur Förderung der Bestände von Seiten der Stadtwerke Karlsruhe vorhanden ist.

Legende

Grundwasserabhängigkeit Biotop / Lebensraumtyp / Artvorkommen	
	0 – Nicht vorhanden: Vorkommen ist vollständig unabhängig von der Höhe des GWS
	1 – Gering: Vorkommen ist schwach oder indirekt von der Höhe des GWS abhängig
	2 – Mittel: Vorkommen ist mittel oder indirekt stark von der Höhe des GWS abhängig
	3 – Hoch: Vorkommen ist stark oder indirekt sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	4 – Sehr hoch: Vorkommen ist direkt und sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	0 – 4: Je nach Standort nicht vorhanden bis sehr hoch (Beispiel)

Lokales Potential zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Biotope / Artpopulation im Rahmen des Entnahme- oder WSG-Managements in der Zone A
0 – Nicht vorhanden: Vorkommen sind nicht durch Aktivitäten der Wasserwirtschaft beeinflussbar
1 – Gering: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen in geringem Maße förderbar
2 – Mittel: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen förderbar
3 – Hoch: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen stark förderbar

¹⁴ <https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/41531/> (22.11.2017)

[12.12] Naturnaher Abschnitt eines Flachlandbachs

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Bachlauf der Ebene oder des Hügellandes mit kiesig-sandiger oder schlammiger Bachsohle, häufig mäandrierend. Vorkommen von Prall- und Gleitufeln mit Kies-, Sand- und Schlammbanken. Meist ausgeglichenes Gefälle und geringe Fließgeschwindigkeit. Wechsel zwischen flachen und tiefen Gewässerabschnitten; Kolkbildung und Uferabbrüche. Bei relativ sauberem Wasser Wasservegetation aus Laichkraut-, Wasserhahnenfuß- und Wasserstern-Arten. Typische Ufervegetation: Röhricht, Großseggen-Ried, Hochstaudenflur und bachbegleitender Auwald.

Nicht als naturnah eingestuft werden Bachabschnitte mit dauernd aufgestautem Wasser, zum Beispiel oberhalb eines Wehrs.

FFH-Lebensraumtypen

Der Biotoptyp kann folgenden FFH-Lebensraumtypen zugeordnet werden:

- 3260 – Fließgewässer mit flutender Wasservegetation

Dem FFH-Lebensraumtyp [3260] entsprechen naturnahe Bachabschnitte mit Wasserpflanzen-Beständen (Farn- und Samenpflanzen oder Wassermoose), deren Gewässerbett eine Mindestbreite von 1 m aufweist und in denen die Vegetation einen Deckungsgrad von mind. 1 % erreicht.

Kennzeichnende Pflanzenarten

Callitriche hamulata, *Callitriche obtusangula*, *Groenlandia densa*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus penicillatus*, *Ranunculus trichophyllos*, *Sparganium emersum*; Moose: *Fontinalis antipyretica*, *Scapania undulata*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Der Biotoptyp kommt in der Rheinaue, im Bereich des Wasserwerks Rheinwald vor.

Zone A WWRW: Das „Wasserwerk-naheste“ Vorkommen ist der Alte Federbach oberhalb der Mühle Walz im Randbereich der Zone A. Das Gewässer ist dort v.a. exfiltrierend und hat seinen nicht als 12.12-Biotop kartierten Oberlauf ebenfalls in Zone A.

Zone B: Alter Federbach und Schmidtbach (WWRW)

Zone C: Bachgraben nördlich der Murg

Grundwasserabhängigkeit

Die Grundwasserabhängigkeit und das Wechselspiel von influenten und effluenten Bedingungen müssen für jedes Fließgewässer im Einzelfall geprüft werden. Liegt der Grundwasserspiegel (GWS) dauerhaft unterhalb

der Gewässersohle liegt keine Grundwasserabhängigkeit vor. Liegt der GWS dauerhaft über der Gewässersohle speist dieser das Fließgewässer, weshalb von einer mittleren Grundwasserabhängigkeit ausgegangen werden kann. Liegt der Grundwasserspiegel im Bereich zwischen Sohle und Oberflächen-Wasserspiegel (und droht bei Absenkung ein Trockenfallen des Fließgewässers) liegt eine starke Grundwasserabhängigkeit vor.

Für FA_1 wurden 0 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Veränderung der natürlichen Gewässerstruktur (z.B. Begradigung, Uferbefestigungen, Querverbaue, Sohlveränderungen, Verrohrung, Bühnenbau)
- Aussetzen nicht lebensraumtypischer Tierarten, Einbringen nicht lebensraumty. Pflanzenarten
- Gewässerunterhaltung, die über eine abschnittsweise Räumung der Vegetation hinausgehen
- Massive Wasserentnahmen (z.B. zur Stromgewinnung, zu Kühlzwecken oder auch zur Speisung von Fischteichen)
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel-, Schadstoffeintrag
- Intensive Freizeitaktivitäten (Kanusport, Bootsverkehr)
- Beseitigung, starke Beeinträchtigung der Ufervegetation

Schutzmaßnahmen

- Förderung der Fließgewässerdynamik (z.B. Rückbau von Uferbefestigungen, Sohlabstürzen, Verrohrungen), Erhalt von Totholz im Gewässer; Zulassen von Hochwasserdynamik, Erhaltung u. Rückgewinnung von Retentionsflächen
- Reduktion der Einleitung von belastetem oder thermisch verändertem Wasser
- Reduktion von Wasserentnahmen
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Reduktion der Freizeitaktivitäten durch Besucherlenkung (z.B. Sperrung best. Fließgewässerabschnitte für Kanusport zur Brutzeit gefährdeter Vogelarten oder zum Schutz bes. üppiger und typischer Submersvegetation)
- Im Umfeld: Förderung autotypischer Vegetation und Nutzungen (Röhricht, Gehölzsaum, Grünland)

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Da der besonders geschützte Bereich des Alten Federbachs (inkl. seines Oberlaufs) zumeist exfiltrierend auf das Grundwasser wirkt, ist das Gewässer in besonderem Maße von den Grundwasserständen abhängig. Bei niedrigen Grundwasserständen und Entnahmen die deutlich über der Regelentnahme liegen, sollten die Wasserstände des Alten Federbachs und eine vergleichende nahe Grundwassermessstelle beobachtet werden. Sind die Auswirkungen hinsichtlich der Wasserführung unkritisch, müsste dies bei entsprechender Dokumentation nur einmalig durchgeführt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass der mittelfristig einwandernde Biber die Gewässerdynamik stark verändern wird.

Es sind u.U. Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotops im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Der Abschnitt des exfiltrierenden Alten Federbachs liegt randlich im Grundwasserzustrom der nördlichsten Brunnen des WWRW. Die Maßnahme G8 *Flächenankauf und -extensivierung* zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biototyps beitragen. Wegen der sehr randlichen Lage im Zustrom hat dieser Bereich allerdings keine Priorität.

[13.21] Tümpel

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Natürliche oder naturnahe, meist seichte Kleingewässer in natürlichen oder künstlichen Geländevertiefungen außerhalb von Mooren. Häufig über wasserstauendem Untergrund ausgebildet. Wasserführung oft nur temporär, aber doch so lange, dass eine Uferlinie zumindest andeutungsweise ausgebildet ist. Ohne künstliche Abdichtung.

FFH-Lebensraumtypen

Der Biotoptyp kann folgenden FFH-Lebensraumtypen zugeordnet werden:

- 3130 – Nährstoffarme bis mäßig nährstoffarme Stillgewässer
- 3140 – Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armleuchteralgen
- 3150 – Natürliche nährstoffreiche Seen

Dem FFH-Lebensraumtyp [3130] entsprechen oligo- bis mesotrophe Tümpel und Hülen mit Vorkommen von Strandlings- oder Zwergbinsen-Gesellschaften (Littorelletea, Isoëto-Nanojuncetea). Dem FFH-Lebensraumtyp [3140] entsprechen oligo- bis mesotrophe Tümpel und Hülen ab einer Mindestfläche von 100 m² mit Beständen von Armleuchteralgen (Ordnung Charetales). Dem FFH-Lebensraumtyp [3150] entsprechen oligotrophe Tümpel und Hülen ab einer Mindestfläche von 100 m² mit Beständen des Magnopotamion oder Hydrocharition.

Kennzeichnende Pflanzenarten

Arten der Röhrichte und Riede sowie Wasserpflanzen. Auf trockengefallenem Grund temporärer Tümpel Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea) und der Zweizahn-Melden-Ufersäume (Bidentea): *Alisma plantago-aquatica*, *Alopecurus aequalis*, *Alopecurus geniculatus*, *Bidens tripartita*, *Chenopodium rubrum*, *Cyperus fuscus*, *Gnaphalium uliginosum*, *Juncus articulatus*, *Juncus bufonius*, *Lythrum portula*, *Polygonum amphibium*, *Polygonum hydropiper*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa amphibia*, *Rorippa palustris*, *Veronica catenata*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Über das Bewirtschaftungsgebiet liegen verstreut 32 Vorkommen.

Zone A WWHW: 1 Vorkommen im Nordosten des WW aber noch südwestlich des Pfinz-Entlastungskanal in einer Trockenbaggerung gelegen.

Zone A WWDW: 2 Vorkommen am Rand der Zone A in alten Bombentrichtern im Norden des Oberwalds. Dort auch weitere Tümpel in Zone B.

Zone A WWMW: 9 Vorkommen die sich auf 3 Bereiche verteilen: Eppelsee mit NSG Dreispitz, Trockenbaggerungen im Norden der Zone A sowie Standortschießanlage mit nördlich angrenzenden Trockenbaggerungen.

19 weitere Vorkommen, die im Rahmen des WRA in selbigen Bereichen festgestellt wurden. Die Anlage weiterer Tümpel als Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen des Neubaus des Wasserwerks ist als Ausgleichsmaßnahme in Umsetzung.

Zone A WWRW: 2 Vorkommen: 1 verlandeter Graben mit Tümpel und Groß-Seggenried im Südosten der Zone A, 1 Tümpel im Südwesten der Zone A, wobei für beide eine Aufhöhung der Grundwasserstände um 15 cm möglich wäre.

Zone B: Einige Kleingewässer aus Bombentrichtern im Oberwald zwischen Rangierbahnhof, Oberwaldsee und Erlachsee im Absenktrichter des WWDW. 6 Vorkommen in den Überflutungswiesen der Alb zwischen Reiherbach und Bahnlinie. 12 Vorkommen im Rahmen der Offenland-Biotopkartierung, 49 im Rahmen des WRA Mörscher Wald aufgenommen im Randbereich des Absenktrichters WWMW, 1 Vorkommen im Absenktrichter des WWRW.

Zone C: 12 Vorkommen der Offenlandbiotopkartierung

Grundwasserabhängigkeit

Da es sich um unabdichtete und flache Kleingewässer handelt ist eine starke Grundwasserabhängigkeit gegeben. Neu angelegte Gewässer sind in ihrer Höhenlage in der Regel am Mittelwasserspiegel ausgerichtet. Ein permanentes Trockenfallen ist zu vermeiden, wobei ein temporäres oder episodisches Trockenfallen zur Vermeidung von Fischbesatz erwünscht sein kann.

Für FA_1 wurden 0 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Aussetzen / Einwanderung nicht lebensraumtypischer Tierarten, Einbringen / Einwanderung nicht lebensraumtypischer Pflanzenarten - im Bewirtschaftungsgebiet ist dies vor allem der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*)
- Grundwasserabsenkungen, die zum häufigen Austrocknen der Gewässer führen
- Im Einzelfall Grundwasseraufhöhungen, die zu einer permanenten Wasserführung und damit zur Etablierung von Fischbeständen führen können
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel- oder Schadstoffeintrag
- Beseitigung oder starke Beeinträchtigung der Ufervegetation

Schutzmaßnahmen

- Pflegemaßnahmen wie Entschlammung
- Management der Grundwasserstände
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Spezielle Maßnahmen zur Vermeidung der Besiedlung von Kalikokrebsen (Steinschüttung, Wanderbarrieren)
- Im Umfeld: Förderung typischer Vegetation und Nutzungen (Röhricht, Gehölzsaum, Grünland)

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWMW: Das bestehende und die ergänzten Kleingewässer südlich des Epplesees und im Dreispitz (Zone A WWMW) werden nach Neuerteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis zur Entnahme im WWMW durch ein Monitoring überwacht werden. Aufbauend auf den Ergebnissen des Monitorings können Maßnahmen im Entnahmemanagement optimiert werden. Sind zu Beginn der Laichperiode von Knoblauch- und Kreuzkröte

(letztere kann über einen sehr langen Zeitraum der Vegetationsperiode laichen) kritische Wasserstände in genannten Gewässern unterschritten und ein fallender Trend vorhanden, so können die Wasserstände durch eine Entnahmeverlagerung um 20 bis 30 cm angehoben werden.

Es sind Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Kleingewässer im Rahmen des WSG-Managements vorhanden.

[13.32] Altwasser

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Durch natürliche oder künstliche Vorgänge abgeschnittenes, ehemaliges Haupt- oder Nebengerinne eines Fließgewässers, das nicht mehr oder nur noch mit geringem Zufluss mit dem jetzigen Hauptgerinne in Verbindung steht. Meist mit stehendem Wasser; bei Hochwasser zum Teil aber auch noch stärker durchströmt. Nach Abtrennung vom Fließgewässer Einsetzen von Verlandung mit entsprechender Vegetation. Zum Teil mit Auwald(resten) als begleitender Vegetation.

FFH-Lebensraumtypen

Der Biotoptyp kann folgenden FFH-Lebensraumtypen zugeordnet werden:

- 3130 – Nährstoffarme bis mäßig nährstoffarme Stillgewässer
- 3140 – Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armelechteralgen
- 3150 – Natürliche nährstoffreiche Seen
- 3270 – Schlammige Flussufer mit Pioniervegetation

Dem FFH-Lebensraumtyp [3130] entsprechen oligo- bis mesotrophe Tümpel und Hülen mit Vorkommen von Strandlings- oder Zwergbinsen-Gesellschaften (Littorelletea, Isoëto-Nanojuncetea). Dem FFH-Lebensraumtyp [3140] entsprechen oligo- bis mesotrophe Tümpel und Hülen ab einer Mindestfläche von 100 m² mit Beständen von Armelechteralgen (Ordnung Charetales). Dem FFH-Lebensraumtyp [3150] entsprechen oligotrophe Tümpel und Hülen ab einer Mindestfläche von 100 m² mit Beständen des Magnopotamion oder Hydrocharition.

Typische Vegetation

Waldfreie Niedermoore und Sümpfe (32.00), Tauch- oder Schwimmblattvegetation (34.10), Vegetation einer Kies-, Sand- oder Schlammbank (34.20), Röhricht (34.50), Großseggen-Ried (34.60), Uferweiden-Gebüsch (42.40)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet liegen 2 Vorkommen:

Zone A WWRW: „Altwasser im Bruchwald“ westlich des südlichen Brunnenlinie (Oberlauf des Tieflachgrabens; Quelle: Waldbiotopkartierung). Es ist nicht bekannt wie tief das Gewässer ist.

Zone B: keine Vorkommen bekannt

Zone C: „Auer Altrhein“

Grundwasserabhängigkeit

So die Altwässer abseits vom Rhein oder abseits anderer größerer Fließgewässern liegen, hängen sie häufig an der Hydrologie des Grundwasserspiegels. Dies trifft für das „Altwasser im Bruchwald“ zu. Tiefe Gewässer sind entsprechend unempfindlicher gegenüber Wasserstandsschwankungen als seichte Gewässer, die bei entsprechender Absenkung auch trocken fallen können.

Für den „Auer Altrhein“ liegt keine lokale Grundwasserabhängigkeit vor, da dieser maßgeblich vom überregional gesteuerten Wasserregime des Rheines geprägt ist.

Für FA_1 wurden 0 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 450 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Einbringen / Einwanderung nicht lebensraumtypischer Tier- und Pflanzenarten
- Grundwasserabsenkungen, die zum häufigen Austrocknen der Gewässer führen
- Im Einzelfall Grundwasseraufhöhungen, die zu einer permanenten Wasserführung und damit zur Etablierung von Fischbeständen führen können
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel- oder Schadstoffeintrag
- Beseitigung oder starke Beeinträchtigung der Ufervegetation

Schutzmaßnahmen

- Pflegemaßnahmen wie Entschlammung
- Management der Grundwasserstände
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Im Umfeld: Förderung typischer Vegetation und Nutzungen (Röhricht, Gehölzsaum, Grünland)

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Für das „Altwasser im Bruchwald“ dürfte in Abhängigkeit der Gewässertiefe ein mittleres bis hohes Potential im ökologischen Entnahmemanagement vorhanden sein.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Gewässer im Rahmen des WSG-Managements vorhanden.

[34.51] Ufer-Schilfröhricht

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Röhrichte stellen artenarme Bestände aus hochwüchsigen Gräsern und grasartigen Pflanzen auf feuchten bis nassen, meso- bis eutrophen Standorten und in bis etwa einem Meter tiefem Wasser dar. Im Verlandungsbereich von Gewässern, an Ufern, in Überflutungsbereichen, auf grundwassernahen Standorten. Häufig auf anthropogenen Standorten in Ton- und Kiesgruben, Steinbrüchen und Gräben. Als Landröhricht auch auf brachliegenden ehemaligen Acker- und Grünlandflächen.

Ufer-Schilfröhrichte sind Schilf-Bestände an Ufern von Still- und Fließgewässern.

FFH-Lebensraumtypen

Der Biotoptyp kann in Still- und Fließgewässern auftreten, die den folgenden FFH-Lebensraumtypen entsprechen:

- 3130 – Nährstoffarme bis mäßig nährstoffarme Stillgewässer
- 3140 – Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armleuchteralgen
- 3150 – Natürliche nährstoffreiche Seen
- 3260 – Fließgewässer mit flutender Wasservegetation
- 3270 – Schlammige Flussumfer mit Pioniervegetation

Kennzeichnende Pflanzenarten

Phragmites australis

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 310 Vorkommen bekannt.

Zone A WWMW: 12 Vorkommen liegen an den Ufern des Eppelsees. Weitere Vorkommen im NSG Allmendäcker.

Zone A WWRW: 1 Vorkommen liegt östlich der nördlichen Brunnenreihe in Schluten, die Richtung Altem Federbach ziehen.

Zone B: 69 Vorkommen liegen verstreut über die Zone B, wobei nur im Absenkrichter des WWDW kein Vorkommen bekannt ist.

Zone C: 233 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Keine Grundwasserabhängigkeit besteht für Vorkommen entlang von Fließgewässern, die selbst nicht unmittelbar vom lokalen Grundwasserspiegel abhängen. Eine geringe Grundwasserabhängigkeit besteht für die Ufer großer, grundwassergespeicherter Baggerseen, wie dem Eppelsee. Eine hohe Grundwasserabhängigkeit

besteht für feuchte Senken sehr kleiner Fließgewässern, deren Wasserhaushalt ausschließlich oder sehr stark vom Grundwasserstand abhängt. LLUR (2011, p.12) weisen darauf hin, dass Veränderungen der Wasserstandsführung, die zu einer Verringerung der Wasserstandsschwankung führen, als eine Hauptursache für den Rückgang aquatischer Schilfröhrichte darstellen. Sommerliche temporäre Absenkungen des Grundwasserstands werden in LLUR (2011, p.12) explizit positiv bewertet, da sie oft Auslöser für ein rasches Vorwachsen der Rhizome in Richtung der trocken fallenden Gewässerfläche sind, wodurch sich der Schilfbestand in kurzer Zeit mehrere Meter in Richtung Gewässermittle ausbreiten kann.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nährstoffbelastung durch phosphat- und nitratreiche Abwässer
- Sauerstoffmangel im Wurzelbereich
- Freizeitaktivitäten (Hineinfahren mit Booten, Trampelpfade, wilde Angelplätze)
- Dauerhafte Grundwasserabsenkungen
- Verringerung des Grundwasserschwankungsamplitude (Ursache ergänzt gemäß LLUR (2011, p.12))

Schutzmaßnahmen

- Schilfmahd in großen Beständen (Nährstoffentzug und Verjüngung)
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Im Umfeld: Förderung typischer Vegetation und Nutzungen (Gehölzsaum, Grünland)
- Erhalt einer möglichst hohen (natürlichen) Wasserstandsdynamik (Maßnahme ergänzt gemäß LLUR (2011, p.12))

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWMW: Da die Vorkommen am Eppelsee stark an die Uferzonen gebunden sind, haben kurzfristige Wasserstandsschwankungen keinen Einfluss auf die Bestände, langfristige Veränderungen im Wasserstand führen zu einer Verschiebung der Uferlinie und zu einer relativ schnellen Verschiebung der Schilfbestände (vegetative Ausbreitung). Im NSG Allmendäcker existieren kleiner Schilfflächen an Kleingewässern, deren Wasserführung stärker grundwasserbeeinflusst ist. Für diese Flächen könnte eine langfristige Steigerung der Grundwasserentnahme ohne eine Eintiefung der Kleingewässer zu einer Schädigung der Röhrichte führen.

WWRW: Das Vorkommen liegt an einer kleineren Schlut, die Richtung Altem Federbach entwässert. Die Veränderung des Wasserhaushalts des Standorts kann daher starken Einfluss auf die Wasserführung der Schlut und damit auf die lokalen Schilfbestände haben. Negativ dürften hier v.a. eine permanente Grundwasserabsenkungen gegenüber dem Betrieb der vergangenen Jahre bewertet werden. Der Erhalt einer möglichst hohen Grundwasserstands-Amplitude (Maßnahme E1) dürfte sich deutlich positiv auswirken.

Es sind Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotoptyps im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Vorkommen liegen im Grundwasserzuström der nördlichen Brunnen des WWRW (Gewann *Röstlach*). Die Maßnahme G8 *Flächenankauf und -extensivierung* zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biotoptyps beitragen.

[34.52] Land-Schilfröhricht

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Röhrichte stellen artenarme Bestände aus hochwüchsigen Gräsern und grasartigen Pflanzen auf feuchten bis nassen, meso- bis eutrophen Standorten und in bis etwa einem Meter tiefem Wasser dar. Im Verlandungsbereich von Gewässern, an Ufern, in Überflutungsbereichen, auf grundwassernahen Standorten. Häufig auf anthropogenen Standorten in Ton- und Kiesgruben, Steinbrüchen und Gräben. Als Landröhricht auch auf brachliegenden ehemaligen Acker- und Grünlandflächen.

Land-Schilfbestände liegen abseits von Gewässern. Häufig auf brachliegenden ehemaligen Acker- und Grünlandflächen, oft in Kontakt oder verzahnt mit Weidengebüschen, Bruch- und Sumpfwäldern, Nasswiesen und Pfeifengras-Streuwiesen und deren Brachestadien.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Phragmites australis

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 230 Vorkommen bekannt.

Zone A WWMW: 1 Vorkommen in der Trockenbaggerung östlich des NSG Dreispitz

Zone A WWRW: 26 Vorkommen liegen verstreut über die Zone A vor.

Zone B: 55 Vorkommen liegen verstreut über die Zone B vor, wobei die meisten Vorkommen in der Rheinaue, im Absenktrichter von WWMW und WWRW sowie in der Kinzig-Murg-Rinne liegen.

Zone C: 149 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Eine hohe bis sehr hohe Grundwasserabhängigkeit besteht für Bestände in feuchte bis nassen Senken abseits von Fließgewässern, deren Wasserhaushalt ausschließlich oder sehr stark vom Grundwasserstand geprägt wird.

Für FA₁ wurden 25 cm, für FA₀ (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nährstoffbelastung durch Düngemittel
- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Die Vorkommen liegen abseits von Fließgewässern. Veränderungen im Wasserhaushalt der Standorte können daher starken bis sehr starken Einfluss auf die lokalen Schilfbestände haben. Negativ dürften hier v.a. eine permanente oder sehr starke Grundwasserabsenkungen, gegenüber dem Betrieb der vergangenen Jahre, bewertet werden. Der Erhalt einer möglichst hohen Grundwasserstands-Amplitude (Maßnahme E1) dürfte sich deutlich positiv auswirken.

Es sind Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotoptyps im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Vorkommen liegen im Grundwasserzustrom der Brunnen des WWRW (Gewanne *Bachstück, Altwiesen, Heckenteiler, Breitwiese*). Die Maßnahme G8 *Flächenankauf und -extensivierung* zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biotoptyps beitragen.

[34.56] Rohrglanzgras-Röhricht

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Röhrichte stellen artenarme Bestände aus hochwüchsigen Gräsern und grasartigen Pflanzen auf feuchten bis nassen, meso- bis eutrophen Standorten und in bis etwa einem Meter tiefem Wasser dar. Im Verlandungsbereich von Gewässern, an Ufern, in Überflutungsbereichen, auf grundwassernahen Standorten. Häufig auf anthropogenen Standorten in Ton- und Kiesgruben, Steinbrüchen und Gräben. Als Landröhricht auch auf brachliegenden ehemaligen Acker- und Grünlandflächen.

Bestände des Rohr-Glanzgrases (*Phalaris arundinacea*). Weit verbreitet an Ufern von Gräben, Bächen und Flüssen mit eutrophem Wasser. Seltener an stehenden Gewässern und in Wiesenmulden.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Phalaris arundinacea

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 44 Vorkommen bekannt.

Zone A WWRW: 1 Vorkommen im Süden am Rand der Zone A (innerhalb forstwirtschaftlicher Fläche).

Zone B: Je 1 Vorkommen im Osten und Südwesten der Zone B des WWDW. Kleiner Vorkommen in der Kinzig-Murg-Rinne am Rande der Zone B des WWMW, 2 Vorkommen im Osten der Zone B des WWRW.

Zone C: 40 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Eine hohe bis sehr hohe Grundwasserabhängigkeit besteht für Bestände in feuchte bis nassen Senken abseits von Fließgewässern, deren Wasserhaushalt ausschließlich oder sehr stark vom Grundwasserstand geprägt wird.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nährstoffbelastung durch Düngemittel
- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Das einzige Zone A-Vorkommen liegt im Süden im Randbereich der Zone A, weshalb nur eine mittlere Beeinflussbarkeit bestehen dürfte. Ein temporärer Ein- oder Überstau dürfte einen größeren positiven Effekt auf die Bestände haben, als im negativen Sinne eine permanente moderate Grundwasserabsenkung.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Bestände im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die betreffenden Flächen nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[34.59] Sonstiges Röhricht

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Röhrichte stellen artenarme Bestände aus hochwüchsigen Gräsern und grasartigen Pflanzen auf feuchten bis nassen, meso- bis eutrophen Standorten und in bis etwa einem Meter tiefem Wasser dar. Im Verlandungsbereich von Gewässern, an Ufern, in Überflutungsbereichen, auf grundwassernahen Standorten. Häufig auf anthropogenen Standorten in Ton- und Kiesgruben, Steinbrüchen und Gräben. Als Landröhricht auch auf brachliegenden ehemaligen Acker- und Grünlandflächen.

Der Biotoptyp „Sonstige Röhrichte“ umfasst andere, als die in LUBW (2009) vorangehend beschriebene Röhrichte oder in der Waldbiotopkartierung ausgewiesene Röhrichte, die sich nicht eindeutig einem der anderen Biotoptypen zuordnen lassen.

FFH-Lebensraumtypen

Der Biotoptyp kann in Still- und Fließgewässern auftreten, die den folgenden FFH-Lebensraumtypen entsprechen:

- 3130 – Nährstoffarme bis mäßig nährstoffarme Stillgewässer
- 3140 – Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armluchteralgen
- 3150 – Natürliche nährstoffreiche Seen
- 3260 – Fließgewässer mit flutender Wasservegetation
- 3270 – Schlammige Flussufer mit Pioniervegetation

Kennzeichnende Pflanzenarten

Zum Beispiel *Acorus calamus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Butomus umbellatus*, *Cicuta virosa*, *Eleocharis palustris* agg., *Sparganium erectum*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet wurden 2 Vorkommen beschrieben (Waldbiotopkartierung)

Zone A WWDW: 1 Vorkommen entlang des Scheidgrabens, der als künstlich angelegter, zeitweise austrocknender Graben mit überwiegend naturnaher Verlandungs- und Schwimmblattvegetation beschrieben wird.

Zone B: Der Scheidgraben wird auch außerhalb der Zone A durch nicht näher klassifizierte Röhrichtbestände geprägt (WWDW).

Zone C: 1 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Abhängig davon, wie sehr die Hydrologie der Oberflächengewässer diese Röhrichte prägt und ob der Grundwasserspiegel überhaupt im Bereich der Gewässersohle ansteht, kann die Grundwasserabhängigkeit zwischen 0 (nicht vorhanden) und 4 (sehr hoch) liegen und muss individuell abgeschätzt werden.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nährstoffbelastung und Sauerstoffzehrung durch eingetragene Düngemittel aber auch natürlicher Organik (Blätter)
- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Schonende Gewässerunterhaltung
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWDW: Der das Grundwasser exfiltrierende Scheidgraben liegt am Rand der Zone A. Mindestens in Teilen wird seine Wasserführung von den Grundwasserständen im Gebiet mit bestimmt. Wegen der randlichen Lage kann nur im Bereich von 10 cm eine Anhebung der Grundwasserstände erfolgen, weshalb das Potential einer Verbesserung des Zustandes der Röhrichtvorkommen und der begleitenden Arten im Rahmen eines Entnahmemanagements nur als gering beurteilt wird.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Bestände im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die betreffenden Flächen nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[34.62] Sumpfeseggen-Ried

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Großseggen-Riede stellen mittelwüchsige, meist dichte und artenarme Bestände dar, die aus einer oder wenigen, hochwüchsigen Seggen-Arten gebildet werden. Meist als Brachestadium von Streu- oder Nasswiesen, seltener an natürlichen Standorten im Verlandungsbereich von Stillgewässern. Früher in größerem Umfang, heute nur noch sehr selten durch Mahd genutzt und bei traditioneller Nutzung Verwendung des Mähguts zur Stalleinstreu.

Übergänge zu Streu- und Nasswiesen sowie Röhrichten fließend. Auf wechselfeuchten bis nassen, meso- und eutrophen Standorten.

Das Sumpfeseggen-Ried ist ein Großseggen-Ried, in dem die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) dominiert. Auf eutrophen, feuchten bis nassen Böden. Weit verbreiteter Biotoptyp, vor allem als Brachestadium von Streu- und Nasswiesen. Die Sumpf-Segge gilt als Konkurrenz-Stress-Strategie.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Carex acutiformis

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 146 Vorkommen bekannt.

Zone A WWRW: 28 Vorkommen liegen in der Zone A: Durchgängige Bestände mit 0,5 ha liegen entlang des westlichen Arms des Tieflachgrabens (östlich Elchesheim-Illingen) vor. Südwestlich des Dammwaldes liegen mehrere kleine Vorkommen mit knapp 0,8 ha, die von der Einwanderung von Goldrute (*Solidago spec.*) bedroht ist. Der dritte Vorkommens-Schwerpunkt liegt mit etwa 2 ha im Tiefgestade westlich von Bietigheim sowie mit weiteren 2 ha auf den Lichtungen des Dammwaldes.

Zone B: Über 70 Vorkommen liegen verstreut über die Zone B vor, wobei zwei Schwerpunktgebiete vorliegen: Im Tiefgestade im Absenkraum des WWRW sowie in der Kinzig-Murg-Rinne im Südosten des WWMW.

Zone C: 48 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Die Vorkommen liegen in stark grundwasserbeeinflussten Senken abseits von Fließgewässern oder im Oberlauf grundwassergespeister Fließgewässer, wodurch eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit vorhanden ist. Die Standorte zeichnen sich in der Regel durch einen zeitweisen Wasserüberstau (Sauerstoffstress) aus.

Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen keine Angaben / Auswertungen vor. Es besteht Forschungsbedarf.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 150 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Management von Neophyten
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Die Vorkommen liegen in Geländedepressionen mit sehr geringen Grundwasserflurabständen und vermutlich temporärem Wasserüberstau. Veränderungen im Wasserhaushalt der Standorte können daher sehr starken Einfluss auf die lokalen Bestände haben. Negativ dürften hier v.a. eine permanente oder sehr starke Grundwasserabsenkungen, gegenüber dem Betrieb der vergangenen Jahre, bewertet werden. Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen noch keine Angaben / Auswertungen vor. Die Managementmaßnahme E1, die auf die Erhaltung der Spitzenwasserstände im Frühjahr abzielt, dürfte zu dem Erhalt der Vorkommen einen wichtigen Beitrag leisten.

Es sind Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotoptyps im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Vorkommen liegen im Grundwasserzustrom der Brunnen des WWRW (Gewanne *Obergerstel*, *Wohlfurt* und *Bruchwiesen*). Die Maßnahme G8 *Flächenankauf und -extensivierung* zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biotoptyps beitragen.

[34.63] Schlankseggen-Ried

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Großseggen-Riede stellen mittelwüchsige, meist dichte und artenarme Bestände dar, die aus einer oder wenigen, hochwüchsigen Seggen-Arten gebildet werden. Meist als Brachestadium von Streu- oder Nasswiesen, seltener an natürlichen Standorten im Verlandungsbereich von Stillgewässern. Früher in größerem Umfang, heute nur noch sehr selten durch Mahd genutzt und bei traditioneller Nutzung Verwendung des Mähguts zur Stalleinstreu.

Übergänge zu Streu- und Nasswiesen sowie Röhrichten fließend. Auf wechselfeuchten bis nassen, meso- und eutrophen Standorten.

Das Schlankseggen-Ried ist ein Großseggen-Ried, in dem die Schlank-Segge (*Carex acuta*) dominiert. Meist Brachestadium ehemaliger Wiesen. Auf weniger nährstoffreichen Standorten als das Sumpfseggen-Ried. Bestände ertragen Mahd. Die Schlank-Segge gilt als Konkurrenz-Stress-Strategie.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Carex acuta

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 17 Vorkommen bekannt.

Zone A WWRW: 1 Vorkommen im Süden der Zone A am Rand der Bruchwiesen am Alten Federbach mit 0,3 ha.

Zone B: 12 Vorkommen. Im Tiefgestade westlich des WWHW (1) westlich des WWMW (2) sowie südlich des WWRW (2) sowie in der Kinzig-Murg-Rinne südöstlich des WWMW (7).

Zone C: 13 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Die Vorkommen liegen in stark grundwasserbeeinflussten Senken abseits von Fließgewässern oder im Oberlauf grundwassergespeister Fließgewässer, wodurch eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit vorhanden ist. Die Standorte zeichnen sich in der Regel durch einen zeitweisen Wasserüberstau (Sauerstoffstress) aus. Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen keine Angaben / Auswertungen vor. Es besteht Forschungsbedarf.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 150 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nähr- und Schadstoffeintrag durch Düngemittel
- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Management von Neophyten
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Die Vorkommen liegen in Geländedepressionen mit sehr geringen Grundwasserflurabständen und vermutlich temporärem Wasserüberstau. Veränderungen im Wasserhaushalt der Standorte können daher sehr starken Einfluss auf die lokalen Bestände haben. Negativ dürften hier v.a. permanente oder starke Grundwasserabsenkungen, gegenüber dem Betrieb der vorangegangenen Jahre, bewertet werden. Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen noch keine Angaben / Auswertungen vor. Die Managementmaßnahme E1, die auf die Erhaltung der Spitzenwasserstände im Frühjahr abzielt, dürfte zu dem Erhalt der Vorkommen einen wichtigen Beitrag leisten.

Es sind Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotoptyps im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Vorkommen liegen im Grundwasserzustrom der südlichen Brunnen des WWRW (Gewann *Bruchwiesen* nahe dem *Alten Federbach*). Die Maßnahme G8 Flächenankauf und -extensivierung zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biotoptyps beitragen.

[42.30] Gebüsch feuchter Standorte

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

vgl. 42.31 (1 Vorkommen in Zone A des WWMW am Eppelsee)

[42.31] Grauweiden- oder Ohrweiden-Feuchtgebüsch

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Gebüsche feuchter Standorte. Meist von breitblättrigen Strauchweiden oder Faulbaum aufgebaute Gebüsche auf ständig feuchten bis nassen, durch Grund- oder Stauwasser beeinflussten Standorten. Natürlich vorkommend am Rand von Moor- und Bruchwäldern, auf Quellsümpfen sowie an Seeufnern, sekundär auf brachgefallenem Feuchtgrünland und auf Abbauf Flächen. Häufig aus auffällig kugelförmig wachsenden, bis mehrere Meter hohen Sträuchern bestehend. Dornsträucher in der Regel fehlend.

Grauweiden- oder Ohrweiden-Feuchtgebüsch. Weit verbreitetes Gebüsch auf brachliegenden oder von Natur aus waldfreien Feuchtstandorten unterschiedlichen Basengehalts. Im Verlandungsbereich von Seen, auf brachgefallenen Nasswiesen, auf Niedermoorstandorten und am Rand von Hochmooren (*Salicion albae*, *Salicion cinerea*).

FFH-Lebensraumtypen

Keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Betula humilis, *Frangula alnus*, *Salix*×*multinervis*, *Salix aurita*, *Salix cinerea*, *Salix nigricans*, *Salix pentandra*, *Salix repens*, *Viburnum opulus*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 131 Vorkommen bekannt.

Zone A WWMW: 1 Vorkommen am Eppelsee mit 3 ha, 1 Vorkommen im Randbereich in einer Trockenbaggerung nordöstlich der Schießanlage mit 2 ha Fläche

Zone A WWRW: 15 Vorkommen: 1 an einem Seitenarm des Tieflachgrabens westlich der Brunnenlinie Nord, 5 an Seitenarmen des Alten Federbachs im Osten der Brunnenlinie Nord, 2 im Süden der Zone A an einem Zulauf des Alten Federbachs, 2 im Norden im Grenzbereich der Zone A (Seitenarm des Kunzengrabens) sowie 3 im Osten der Zone A.

Zone B: 107 Vorkommen ausschließlich im Süden des Bewirtschaftungsgebiets in der Rheinaue im Bereich des WWMW und WWRW sowie im Südosten des WWMW und am Malscher Landgraben beim Gut Scheibhardt (WWMW).

Zone C: 88 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Die Vorkommen liegen in stark grundwasserbeeinflussten Senken oder Gräben, die oft den Oberlauf von Fließgewässern oder deren Seitenarmen bilden. Die Standorte zeichnen sich in der Regel durch einen zeitweisen Wasserüberstau (Sauerstoffstress) aus. Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen noch keine Angaben / Auswertungen vor. Es besteht Forschungsbedarf.

Für FA_1 wurden 50 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nähr- und Schadstoffeintrag durch Düngemittel
- Einwanderung von Neophyten
- Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Management von Neophyten
- Management der Grundwasserstände

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWMW: Die vorkommenden 5 ha profitieren von der Maßnahme E3 (Somer-Förderreduzierung Sekundärlebensräume) indem die Gefahr von Trockenschäden verringert wird. Wichtige Phasen hoch anstehenden Grundwassers sind im regulären Betrieb der Wasserwerke bereits vorhanden.

WWRW: Die Vorkommen liegen in Geländedepressionen mit sehr geringen Grundwasserflurabständen und vermutlich temporärem Wasserüberstau. Veränderungen im Wasserhaushalt der Standorte können daher sehr starken Einfluss auf die lokalen Bestände haben. Negativ dürften hier v.a. eine permanente oder sehr starke Grundwasserabsenkungen, gegenüber dem Betrieb der vergangenen Jahre, bewertet werden. Zur Resilienz der Art gegenüber temporären Absenkungen des Grundwasserstands liegen noch keine Angaben / Auswertungen vor.

Es sind geringe Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands des Biotoptyps im Rahmen des WSG-Managements vorhanden: Vorkommen liegen im Grundwasserzustrom der Brunnen des WWRW. Die Maßnahme G8 Flächenankauf und -extensivierung zum vorsorgenden qualitativen Grundwasserschutz käme der Einrichtung einer Pufferzone mit Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen gleich und würde auf diese Weise zum Erhalt und zur qualitativen Verbesserung des Biotoptyps beitragen.

[52.11] Schwarzerlen-Bruchwald

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Lichte Wälder mit schlechtwüchsiger, artenarmer Baumschicht, in der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) oder Moor-Birke (*Betula pubescens*) vorherrschen. In Sonderfällen kann Fichte (*Picea abies*) hinzutreten. Oft stark ausgeprägte Strauchschicht mit Weiden (vor allem *Salix aurita* und *S. cinerea*) und Faulbaum (*Frangula alnus*). Artenreiche und oft dichte Krautschicht mit Niedermoor-, Röhricht- und Großseggen-Arten, auch viele Arten mit Verbreitungsschwerpunkten in Feuchtwiesen. Typische Arten mesophytischer Wälder weitgehend fehlend.

In Mulden, Rinnen, Talrandsenken mit hochanstehendem (leicht bewegtem) Grundwasser und zeitweiligem Grundwasseraustritt. Auf mehr oder weniger mächtigem, stark zersetztem Niedermoortorf.

Schwarzerlen-Buchenwald: Von schwachwüchsiger Schwarz-Erle aufgebaute Bestände auf relativ basen- und nährstoffreichen Böden an nicht zu kaltluftgefährdeten Wuchsorten. Verbreitet in Verlandungsbereichen und in Senken mit hoch anstehendem Grundwasser.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Bäume: *Alnus glutinosa*. Sträucher: *Frangula alnus*. Arten der Krautschicht: *Angelica sylvestris*, *Calamagrostis canescens*, *Caltha palustris*, *Carex acutiformis*, *Carex elata*, *Carex elongata*, *Cirsium palustre*, *Crepis paludosa*, *Dryopteris cristata*, *Filipendula ulmaria*, *Iris pseudacorus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Osmunda regalis*, *Solanum dulcamara*, *Thelypteris palustris*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung geschützter Bestände führen, sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 2 Vorkommen bekannt.

Zone A WWRW: 1 Vorkommen „Altholz am Tieflachgraben“ westlich des nördlichsten Brunnens mit 1,3 ha, 1 Vorkommen (bestehend aus 3 Teilvorkommen) „Waldrand östlich Langwiese“ im Osten des Dammwalds.

Zone B: nicht bekannt

Zone C: nicht bekannt

Grundwasserabhängigkeit

Die Vorkommen liegen zumeist abseits von Fließgewässern, so dass die Feuchteverhältnisse, die diesen Biotoptyp bedingen, maßgeblich über die Grundwasserstände gesteuert werden. Bruchwälder zeichnen sich gegenüber Auwäldern durch eine geringe Grundwasserdynamik aus, wobei es sich bei den Biotopen um artenreiche Ausprägungen handelt, in denen auch noch Arten der Weichholz-Auwälder vorkommen.

Dauerhafte Grundwasserabsenkungen würden zu einer Veränderung der Standortfaktoren und damit zum Verschwinden der Waldgesellschaft führen.

Für FA_1 wurden 25 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Befahren der Flächen außerhalb der Feinerschließung
- Jede Form der Entwässerung (auch im Umfeld); Veränderungen des standorttypischen Wasserregimes (Dammbauten, Querverbaue, Vertiefungen, Begradigungen bestehender Gewässer, Ufersicherungen)
- Freizeitaktivitäten
- Einwanderung neuer Arten

Schutzmaßnahmen

- Aufrechterhaltung des seitherigen Wasserregimes
- Reduktion des Anteils an lebensraumtypfremden Gehölzen
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Zulassen von Fließgewässer- und Hochwasserdynamik (z.B. durch Rückbau von Dammbauten, Bach- und Flussbegradigungen)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Exemplarisch: Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (z.B. Niederwaldnutzung bei Erlenwäldern ("auf den Stock setzen", "Faschinenwald"))

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WWRW: Eine dauerhafte, über das bisherige Maß hinausgehende Grundwasserabsenkung sollte vermieden werden. Temporärer Ein- und Überstau fördert den Erhaltungszustand des Biototyps. Typischerweise sind permanent hohe Grundwasserstände wichtig, wobei auch Arten der Weichholz-Auwälder vorkommen und eine gewisse Grundwasserdynamik typisch für die Standorte ist.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die Standorte nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[52.21] Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Von gutwüchsiger Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*), seltener von Ulmen (*Ulmus minor*, *U. laevis*), aufgebaute Bestände auf grundwassernahen, zeitweise überstauten, nährstoffreichen Standorten außerhalb einer rezenten Überschwemmungsaue. In der Strauchschicht vor allem nach Grundwasserabsenkung Traubenkirsche (*Prunus padus*) hervortretend. Relativ großflächige Bestände in ebener Lage der Flussniederungen.

Typischerweise auf wasserzügigen, feuchten bis nassen Böden, die gelegentlich überstaut sein können. In ebener oder hängiger Lage.

FFH-Lebensraumtypen

keine

Kennzeichnende Pflanzenarten

Bäume: *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*. Sträucher: *Euonymus europaeus*, *Prunus padus*, *Viburnum opulus*. Arten der Krautschicht: *Adoxa moschatellina*, *Carex acutiformis*, *Circaea lutetiana*, *Deschampsia cespitosa*, *Equisetum telmateia*, *Eupatorium cannabinum*, *Festuca gigantea*, *Filipendula ulmaria*, *Impatiens noli-tangere*, *Ranunculus auricomus*, *Rubus caesius*, *Stachys sylvatica*.

Der Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald entspricht dem Pruno-Fraxinetum (Verband Alno-Ulmion).

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung geschützter Bestände führen, sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 7 Vorkommen bekannt (Achtung: Die Waldbiotopkartierung wurde nur für die Zone A ausgewertet).

Zone A WWDW: 1 Vorkommen mit 1 ha im Westen des Oberwalds.

Zone A WWRW: 3 Vorkommen entlang des Alten Federbachs auf Höhe der Brunnenlinie Nord

Zone B: 3 bekannte Vorkommen westlich und südöstlich des WWMW

Zone C: nicht bekannt

Grundwasserabhängigkeit

Die Vorkommen liegen teilweise abseits von Fließgewässern, so dass die Feuchteverhältnisse, die diesen Biotoptyp bedingen, maßgeblich über die Grundwasserstände gesteuert werden. Gegenüber temporären Wasserstandsschwankungen ist der Biotoptyp unempfindlich. Dauerhafte Grundwasserabsenkungen würden zu einer Veränderung der Standortfaktoren und damit zum Verschwinden der Waldgesellschaft führen. Für Vorkommen entlang mittelgroßer oder großer Fließgewässer ist nur von einer mittlere Grundwasserabhängigkeit auszugehen.

Gefährdungsursachen

- Befahren der Flächen außerhalb der Feinerschließung
- Jede Form der Entwässerung (auch im Umfeld)
- Veränderungen des standorttypischen Wasserregimes (Dammbauten, Querverbaue, Vertiefungen, Begradigungen bestehender Gewässer, Ufersicherungen)
- Freizeitaktivitäten
- Einwanderung neuer Arten

Schutzmaßnahmen

- Aufrechterhaltung des seitherigen Wasserregimes
- Reduktion des Anteils an lebensraumtypfremden Gehölzen
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Zulassen von Fließgewässer- und Hochwasserdynamik (z.B. durch Rückbau von Dammbauten, Bach- und Flussbegradigungen)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Exemplarisch: Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (z.B. Niederwaldnutzung bei Erlenwäldern ("auf den Stock setzen", "Faschinenwald"))

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

WDDW: Eine über das bisherige Maß hinausgehende Grundwasserabsenkung sollte vermieden werden, was über die langfristige Planung der Grundwasserentnahmen der Stadtwerke Karlsruhe gewährleistet ist. Eine temporäre Anhebung der Grundwasserstände, die je nach hydrologischen Rahmenbedingungen zu einem Überstau führen können, ist möglich.

WWRW: Da die Vorkommen entlang der Ufer des Alten Federbachs liegen, hängen sie im Wesentlichen von dessen Wasserführung und -versorgung ab. In diesen Bereichen ist daher nur ein geringes Potential im Rahmen eines ökologischen Entnahmemanagements vorhanden, indem die Grundwasserstandspeak im Frühjahr erhalten bleiben (gefördert werden), was z.B. den flächigen Aufwuchs von Eschen und Brennnessel verhindert (Maßnahme E1).

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die Standorte nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[52.33] Gewässerbegleitender Auwaldstreifen

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Meist schmale, pflanzensoziologisch nicht genau fassbare Bestände, oft fragmentarische Ausbildungen des Hainmieren-Schwarzerlen-Auwaldes und des Schwarzerlen-Eschen-Waldes. Außerhalb des geschlossenen Waldes galeriewaldartig und hier häufig neben Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) auch Baumweiden (*Salix rubens*, *S. alba*, *S. fragilis*) in der Baumschicht sowie lichtliebende Hochstauden in der Krautschicht; an Bächen mit eutrophiertem Wasser häufig dominierende Bestände von Brennnessel (*Urtica dioica*), Giersch (*Aegopodium podagraria*) oder anderer Ruderalarten.

FFH-Lebensraumtypen

- 91E0* – Auenwälder mit Erle, Esche und Weide

Dem FFH-Lebensraumtyp [*91E0] entsprechen alle natürlichen und naturnahen Bestände des Verbands Alno-Ulmion (Anteile gesellschaftsfremder Baumarten bis maximal 30 %) auf rezenten Auenstandorten.

Kennzeichnende Pflanzenarten

Bäume: *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Salix rubens*. Sträucher: *Euonymus europaeus*, *Prunus spinosa*, *Viburnum opulus*. Arten der Krautschicht: *Aegopodium podagraria*, *Festuca gigantea*, *Filipendula ulmaria*, *Hesperis matronalis*, *Impatiens glandulifera*, *Ranunculus ficaria*, *Reynoutria japonica*, *Urtica dioica*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb nach § 30 BNatSchG geschützt. Bedingung für die Ausweisung als § 30-Biotop sind natürliche oder naturnahe Bestände mit rezenter Überflutung. Nicht erfasst werden Bestände, die durch Dammbauten vor Überflutung geschützt sind. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung geschützter Bestände führen, sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Bewirtschaftungsgebiet sind 105 Vorkommen bekannt, die zum überwiegenden Großteil entlang der Alb oder entlang des Federbachs liegen.

Zone A WWDW: 16 Vorkommen mit 3,1 ha entlang der Alb im Südwesten der Zone A.

Zone B: 26 Vorkommen entlang der Alb, die zu Teilen in die Zone B des WWDW fallen. 2 Vorkommen am Bachkanal im Umfeld des Schempsees (Zone B WWHW).

Zone C: 63 Vorkommen

Grundwasserabhängigkeit

Je nach Höhenlage von Gewässer und Grundwasserstand im Aquifer, d.h. je nach in- und exfiltrierenden Verhältnissen ergibt sich ein weites Feld, wie stark die Hydrologie des Oberflächengewässers vom Grundwasserstand geprägt wird. Damit liegen im Einzelfall sehr unterschiedlich starke Grundwasserabhängigkeiten vor.

Die Vorkommen im Bewirtschaftungsgebiet liegen ausnahmslos entlang größerer Bäche, deren Wasserführung von der Hydrologie des gesamten Einzugsgebiets geprägt wird und nur untergeordnet vom lokalen Gebietswasserhaushalt beeinflusst wird.

Für FA_1 wurden 50 cm, für FA_0 (Verlust des Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Befahren der Flächen außerhalb der Feinerschließung
- Jede Form der Entwässerung (auch im Umfeld); Veränderungen des standorttypischen Wasserregimes (Dammbauten, Querverbaue, Vertiefungen, Begradigungen bestehender Gewässer, Ufersicherungen)
- Freizeitaktivitäten
- Einwanderung neuer Arten

Schutzmaßnahmen

- Aufrechterhaltung des seitherigen Wasserregimes
- Reduktion des Anteils an lebensraumtypfremden Gehölzen
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Zulassen von Fließgewässer- und Hochwasserdynamik (z.B. durch Rückbau von Dammbauten, Bach- und Flussbegradigungen)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Exemplarisch: Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (z.B. Niederwaldnutzung bei Erlenwäldern ("auf den Stock setzen", "Faschinenwald"))

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Da die Vorkommen im Bewirtschaftungsgebiet ausnahmslos von der Hydrologie der zugehörigen Fließgewässer geprägt werden wird, liegen keine Konflikte mit dem Entnahme-Management vor.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die Standorte nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[53.10] Eichen- oder Hainbuchen-Eichen-Wald trockenwarmer Standorte

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Laubwälder trockenwarmer Standorte, in denen Eichen (*Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. pubescens*) und/oder Hainbuche (*Carpinus betulus*) dominieren. In der Regel schlechtwüchsige Bäume von geringer Höhe, neben den dominanten Arten auch mit Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Mehlbeere (*Sorbus aria*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*), Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Hänge-Birke (*Betula pendula*) und anderen Nebenbaumarten.

Auf basenreichen Standorten meist mit artenreicher Krautschicht aus thermophilen Wald- und Saumarten, auf basenarmen Böden dagegen meist mit zahlreichen Flechten oder Moosen und artenarmer Krautschicht. Sowohl auf basenreichen wie basenarmen, trockenen oder wechsellackenen Standorten. Auf sehr flachgründigen, skelettreichen Böden in der Umgebung von Felsen, auf Steilhängen oder auf wechsellackenen, zeitweise schlecht durchlüfteten Tonböden. Besonders in Gebieten mit kontinental oder submediterran getöntem Klima.

Hervorgegangen aus dem Biotoptyp 5250 „Stieleichen-Ulmen-Auwald“ (= Hartholzauwald): Als 52.50 erfasst werden nur natürliche und naturnahe Bestände, die noch (wenn auch selten) überflutet werden. Nicht erfasst werden Bestände, die durch Dammbauten vor Überflutungen geschützt sind. Kartierhinweise: Stieleichen-Ulmen-Auwälder sind floristisch kaum von Hainbuchen-Stieleichen-Wäldern zu unterscheiden, zumal die Feldulme (*Ulmus minor*) als einzige relativ eng an die Hartholzaue gebundene Baumart wegen der Ulmenkrankheit meist nur noch als Strauch vorkommt. Die Zuordnung zum Biotoptyp Stieleichen-Ulmen-Auwald darf daher nur bei entsprechenden Standortverhältnissen erfolgen.

FFH-Lebensraumtypen

- 91F0 – Hartholzauwälder
- 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald

Kennzeichnende Pflanzenarten 53.13 – Waldlabkraut-Hainbuchen-Traubeneichen-Wald

Bäume: *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Sorbus torminalis*. Sträucher: *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*, *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Viburnum lantana*. Arten der Krautschicht: *Carex flacca*, *Carex montana*, *Convallaria majalis*, *Festuca heterophylla*, *Galium sylvaticum*, *Lathyrus linifolius*, *Lathyrus niger*, *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Potentilla sterilis*, *Primula veris*, *Rosa arvensis*, *Rosa gallica*.

Kennzeichnende Pflanzenarten 52.50

Bäume: *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*. Sträucher: *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus padus*, *Prunus spinosa*, *Viburnum lantana*, *Viburnum opulus*. Arten der Krautschicht: *Brachypodium sylvaticum*, *Carex sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Equisetum hyemale*, *Festuca gigantea*, *Ranunculus auricomus*, *Ranunculus ficaria*, *Scilla bifolia*, *Stachys sylvatica*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp hat eine besondere Bedeutung als Lebensraum und ist deshalb über die FFH-Richtlinie sowie nach § 30 BNatSchG geschützt.

Bedingung für die Ausweisung als 91F0 und als § 30-Biotop sind natürliche oder naturnahe Bestände mit rezenter Überflutung. Nicht erfasst werden Bestände, die durch Dammbauten vor Überflutung geschützt sind. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung geschützter Bestände führen, sind verboten.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Die Waldbiotopkartierung wurde nur für die Zone A ausgewertet.

Zone A WWHW: 15 Vorkommen mit 57 ha über die Zone A verteilt. Alle Vorkommen auf Standorten mit Flurabständen > 4,5 m ohne Grundwasserflurabstand.

Zone A WWMW: 1 Vorkommen im östlichen Grenzbereich der Zone A mit mittlerem Flurabstand von 3 m bis > 4,5 m und damit trockene Ausprägung.

Zone A WWRW: 5 Vorkommen mit 2 ha an Waldrändern östlich der Brunnenlinie, für die seit Ausdeichung der Aue keine Überflutung und seit Betrieb des WWRW kein Überstau mehr erfolgte.

Zone B: nicht ausgewertet

Zone C: nicht ausgewertet

Grundwasserabhängigkeit

Trockene Eichen-Hainbuchenwälder sind nicht grundwasserabhängig.

Vorkommen, die vor der Ausdeichung größerer Fließgewässer als Stileichen-Ulmen-Hartholzauwälder angesprochen worden wären, liegen ausnahmslos entlang größerer Bäche, deren Wasserführung von der Hydrologie ihres gesamten Einzugsgebiets geprägt wird und nur untergeordnet vom lokalen Gebietswasserhaushalt beeinflusst wird. Für die Vorkommen im Bewirtschaftungsgebiet liegt keine Grundwasserabhängigkeit vor.

Gefährdungsursachen

- Rohstoffgewinnung (z.B. Nassabbau von Sand, Kies und Ton)
- Intensive Freizeitaktivitäten (z.B. Trittbelastung durch Erholungssuchende, Angler mit der Folge der Beeinträchtigung störungsempfindlicher Tierarten)
- Veränderungen des Wasserhaushaltes (z.B. weitere Regulation und Nivellierung der Hochwasserdynamik, Dammbauten, Querverbaue, Vertiefungen, Begradigungen bestehender Gewässer, Ufersicherungen)

Schutzmaßnahmen

- Reduktion des Anteils an LRT-fremden Gehölzen
- Zulassen von Fließgewässer- und Hochwasserdynamik (z.B. durch Rückbau von Dammbauten, Flussbegradigungen, Vergrößerung von Retentionsräumen; "ökologische Flutungen")
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Exemplarisch: Aufrechterhaltung / Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (Mittelwaldwirtschaft)
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze z.B. Ackerrose (*Rosa arvensis*), Rote Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) *Sorbus*-Arten u.a.

- Entwicklung mosaikartig verteilter unterschiedlicher Altersstadien
- Naturnahe Gestaltung bestehender Waldaußen- und Waldinnenränder

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Die Vorkommen im Nahfeld des WWRW sind aus alten Hartholzauwäldern hervorgegangen, die ihre Überflutungsdynamik bereits lange vor Inbetriebnahme des Werkes verloren haben.

In den Vorkommen stocken Althölzer aus Flatterulmen, teilweise bereits abgängiger Alteichen und Eschen auf. Aufgrund von Vorschädigungen oder Belastungen (Ulmensterben, abgängiger Charakter) kann Wasserstress zu zusätzlichen Schädigungen führen. Wasserstress hängt vom Bodenaufbau bzw. der Bodenschichtung und der Lage des Grundwasserspiegels ab. Beide bestimmen die Menge des ggf. aufsteigenden Kapillarwassers. Zur Abschätzung wurden nahe gelegene Bodenprofile bei mittleren Flurabständen ausgewertet: Für die „Flatterulmen NW Langwiese“ dürfte der Übergang vom Auenlehm (Hauptwurzelraum) in den schwach schluffigen Sand (möglicherweise noch durchwurzelt) bei 70 cm Tiefe, der Übergang in den sandigen Kies bei 290 cm liegen. Bei mittleren Flurabständen von 160 bis 180 cm kann ein Grundwasseranschluss und damit eine Grundwasserabhängigkeit nicht ausgeschlossen werden.

Für den „Waldrand NO Elchesheim“ sowie für den „Eichen-Hainbuchen-Bestand O Elchesheim“ ist ein Übergang vom Auenlehm (= Hauptwurzelraum) in schwach schluffigen Sand (möglicherweise noch durchwurzelt) in einer Tiefe von 50 bis 80 cm zu erwarten, der Übergang in sandigen Kies in 100 bis 130 cm Tiefe. Die Flurabstände liegen bei 220 bis 280 cm unter Flur, so dass bereits im Ist-Zustand nicht mehr von einem kapillaren Anschluss und damit von einer Grundwasserabhängigkeit auszugehen ist.

Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die Standorte nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

[56.12] Hainbuchen-Stieleichen-Wald

Grundwasserabhängigkeit des Biotoptyps	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Hainbuchen-Eichen-Wald mit Edellaubbäumen auf frischen bis wechselfeuchten Standorten, meist in ebener Lage. Nässezeiger fehlen, Feuchtezeiger höchstens in geringem Umfang vorhanden.

FFH-Lebensraumtypen

- 9160 – Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald

Kennzeichnende Pflanzenarten

Bäume: *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Ulmus minor*. Sträucher: *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Euonymus europaeus*. Arten der Krautschicht: *Allium ursinum*, *Carex sylvatica*, *Carex umbrosa*, *Deschampsia cespitosa*, *Hedera helix*, *Potentilla sterilis*, *Ranunculus auricomus s.l.*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*.

Bedeutung des Lebensraumtyps

Der Biotoptyp stellt eine besondere, seltene und naturnahe Waldgesellschaft dar und ist daher nach § 30a LWaldG geschützt. In den Vorkommen stocken häufig Althölzer auf.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Die Waldbiotopkartierung wurde nur für die Zone A ausgewertet.

Zone A WWRW: 3 Vorkommen mit 11,7 ha im Süden und Osten der Brunnenlinie.

Zone B: nicht ausgewertet

Zone C: nicht ausgewertet

Grundwasserabhängigkeit

Es handelt sich um frische Standorte auf denen die mittleren Flurabstände je nach Standort und Lage innerhalb des Standorts zwischen 150 und 300 cm liegen. Die Auelehmdecke kann Mächtigkeiten von 80 bis 170 cm annehmen, so dass partiell sogar für die wenig tief wurzelnde Krautschicht ein Grundwasseranschluss vorliegen dürfte. Für Altbaumbestände könnte potentiell eine mittlere Grundwasserabhängigkeit vorhanden sein. Nur wenn die Grundwasserstände deutlich stärker als bislang abgesenkt werden, könnten sich negative Auswirkungen einstellen.

Für FA_1 wurden 150 cm, für FA_0 (Verlust d. Grundwassereinflusses) 300 cm angesetzt (s. Kap. 6.2.1).

Gefährdungsursachen

- Nur auf nassen Standorten: Entwässerungen des Standortes
- zukünftige Gefährdungen: Beseitigung von Tot- und Altholz

Schutzmaßnahmen

- Exemplarisch: Aufrechterhaltung / Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (Mittelwaldwirtschaft)
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze z.B. Hasel (*Corylus avellana*), Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*), Stieleiche (*Quercus robur*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Entwicklung mosaikartig verteilter unterschiedlicher Altersstadien
- Naturnahe Gestaltung bestehender Waldaußen- und Waldinnenränder

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

„Ei-Hb-Wald im Bruchwald 1“: Auelehmdecke mit +- 100 cm sehr mächtig, darunter zunächst schwach lehmige Sande. Mit Flurabstände zwischen 200 und 230 cm für Bäume möglicherweise noch ein kapillarer Anschluss vorhanden. Grundwasserabhängigkeit nicht vorhanden bis mittel. „Ei-Hb-Wald SW Durmersheim“ Auelehmdecke +- 85 cm, darunter zunächst schwach lehmige Sande. Mit Flurabstände zwischen 150 und 180 cm für Bäume vermutlich noch ein kapillarer Anschluss vorhanden. Grundwasserabhängigkeit mittel. „Ei-Hb-Wald im Bruchwald 2“: Auelehmdecke mit 80 bis 180 cm sehr mächtig, darunter zunächst schwach lehmige Sande. Mit Flurabstände zwischen 180 und 300 cm für Bäume teilweise kapillarer Anschluss vorhanden. Grundwasserabhängigkeit nicht vorhanden bis mittel.

Ein Grundwassereinfluss ist auf diesen Standorten also lokal vorhanden, ohne dass es zum Einstau des Wurzelraums (Sauerstoffarmut) kommt. Von einer Anhebung der Grundwasserstände im Frühjahr (Maßnahme E1) profitieren die Bäume kaum, da in diesen Zeiten der Bodenwasserspeicher noch voll ist (allenthalben entleert er sich nicht so schnell). Die Steigerung der Entnahme im Sommer (Maßnahmen E2 und E3) kann zu zusätzlichem Trockenstress führen, was wegen der mächtigen Auelehmdecken aber nicht erwartet wird.







Es sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands im Rahmen des WSG-Managements vorhanden, da die Standorte nicht von den Stadtwerken Karlsruhe bewirtschaftet werden.

Anhang B – Beschreibung gebietsrelevanter Lebensraumtypen

Für die Folgenden kurz vorgestellten LRT sind Schutzgebiete gemäß FFH-Richtlinie ausgewiesen und gleichzeitig Vorkommen innerhalb des Bewirtschaftungsgebietes vorhanden.

Die Steckbriefe wurden größtenteils von der LUBW¹⁵ erstellt und sind in der Regel wörtlich übernommen. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“, „Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet“ sowie „Konflikte und Potentiale im Entnahme- und WSG-Management“ wurden ergänzt.

Legende:

Grundwasserabhängigkeit Biotop / Lebensraumtyp / Artvorkommen	
	0 – Nicht vorhanden: Vorkommen ist vollständig unabhängig von der Höhe des GWS
	1 – Gering: Vorkommen ist schwach oder indirekt von der Höhe des GWS abhängig
	2 – Mittel: Vorkommen ist mittel oder indirekt stark von der Höhe des GWS abhängig
	3 – Hoch: Vorkommen ist stark oder indirekt sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	4 – Sehr hoch: Vorkommen ist direkt und sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	0 – 4: Je nach Standort nicht vorhanden bis sehr hoch (Beispiel)

Lokales Potential zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Biotope / Artpopulation im Rahmen des Entnahme- oder WSG-Managements in der Zone A	
0 – Nicht vorhanden: Vorkommen sind nicht durch Aktivitäten der Wasserwirtschaft beeinflussbar	
1 – Gering: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen in geringem Maße förderbar	
2 – Mittel: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen förderbar	
3 – Hoch: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen stark förderbar	

¹⁵ <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/49017/> (28.11.2017)

[2330] Binnendünen mit Magerrasen

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Dieser LRT besteht aus sehr lückigen Beständen von Silbergras und Kleinschmielen auf bodensauren, offenen Binnendünen. Zu ihm werden auch ausdauernde, lückige Sandtrockenrasen mit Rotem Straußgras gezählt.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 2330 zugeordnet:

- 22.30 – Offene Binnendüne (ausgenommen intensiv genutzte Binnendünen)
- 36.62 – Sandrasen kalkfreier Standorte

Kennzeichnende Pflanzenarten

Schmielenhafer-Arten (*Aira ssp.*), Sand-Grasnelke (*Armeria elongata*), Federschwingel-Arten (*Vulpia ssp.*), Sand-Straußgras (*Agrostis vinealis*), Silbergras (*Corynephorus canescens*), Filzkraut-Arten (*Filago spp.*), Mäusewicke (*Ornithopus perpusillus*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Binnendünen stellen eine Besonderheit des nördlichen Oberrhein-Tieflands dar. Offene mit Sandrasen bewachsene Dünen sind nur noch in Restflächen vorhanden und daher besonders selten. Die Bestände sind aufgrund ihrer kleinflächigen Vorkommen besonders schutzbedürftig. Neben den genannten Pflanzenarten gibt es sehr viele spezialisierte Insekten in diesem LRT. Binnendünen sind nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Der LRT ist überwiegend auf Binnendünen des nördlichen Oberrhein-Tieflandes verbreitet.

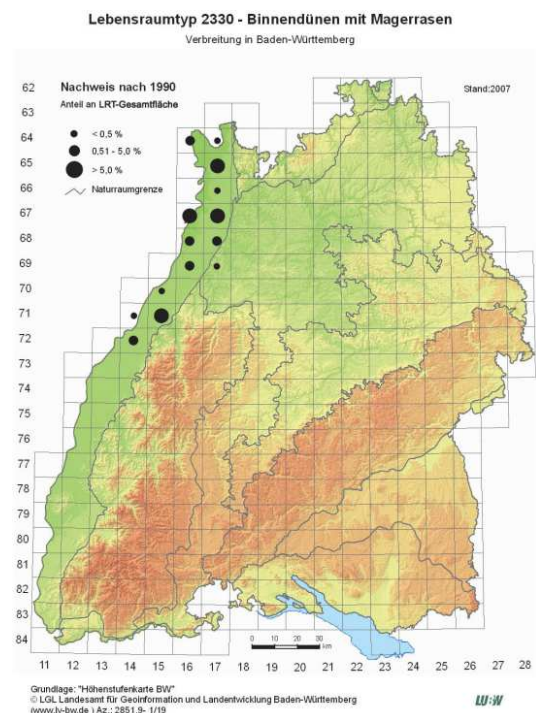
- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 58,2 ha
- der überwiegende Teil der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Durch den Flächenverbrauch in den Verdichtungsräumen des nördlichen Oberrheingebiets ist mit einer allmählichen Flächenabnahme des LRT 2330 zu rechnen. Die Bestände in Schutzgebieten erscheinen jedoch gesichert.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone B: Der LRT kommt mit einer Fläche von 0,8 ha im Norden des Alten Flugplatzes (6916-341) im Absenkerungsraum des WWHW vor. Derzeit findet eine extensive Beweidung mit Eseln statt. Das Vorkommen liegt außerhalb des WSG HW.



Grundwasserabhängigkeit

Der LRT ist typischerweise ein extremer Trockenstandort und daher nicht durch Grundwasser beeinflusst.

Gefährdungsursachen

- Eintrag von Nährstoffen (insbesondere Stickstoff) aus angrenzenden Flächen, über die Luft, über Abfälle sowie auch z.B. durch Hundekot
- Rohstoffgewinnung (Sandabbau)
- Freizeitaktivitäten außerhalb markierter Wege (z.B. Motocross sowie Mountainbiking oder Reitsport)
- Nutzungsintensivierung (z.B. Melioration mit anschließender Kalkung und Düngung)
- Nutzungsänderung (z.B. Umwandlung in Äcker, Aufforstung)

Schutzmaßnahmen

- Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (z.B. Schafbeweidung) oder Weiterführung / Einführung von Pflegemaßnahmen
- Schaffung offener Sandbereiche (Pionierstandorte) durch gezielte Störungen auf ausgewählten Teilflächen
- Entfernen von Gehölzen vor allem Birken- und Kiefernanzug, in Karlsruhe v.a. Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*)
- Bei Beweidung: Einrichtung des Pferchs immer außerhalb des FFH-LRT
- Einrichtung von Pufferzonen zwecks Verhinderung möglicher Nährstoffeinträge
- Reduktion der Freizeitaktivitäten durch Konzepte zur Besucherlenkung, sofern noch nicht vorhanden (z.B. Nutzung von Wegen nur in trittunempfindlichen Bereichen, Rückbau / Sperrung von Wegen in empfindlichen Bereichen)

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Vorhandensein und Erhalt nährstoffarmer Biotope sind von Seiten der Wasserversorgung zu begrüßen. Eingeführte Beweidungen sollten extensiv erfolgen. Gemäß WSGVO ist die Standweide innerhalb der Zone IIIA unzulässig.

Bei Anlage neuer Magerrasenflächen ist innerhalb des WSG von Seiten der Wasserversorgung dem Bodenauftrag (Überschüttung gewachsener Böden mit Sand) dem Vorzug gegenüber Entfernung des obersten Bodenhorizonts zu geben, da die vorhandene Organik im Oberboden immer auch eine Bedeutung für das Filter- und Pufferpotential der Böden gegenüber eingetragenen Schadstoffen hat.

Konflikte durch eine Steigerung der Grundwasserentnahme sind nicht vorhanden.

Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands liegen im Bereich der Bewirtschaftung, Biotoppflege und Besucherlenkung und sind durch das WSG-Management der Stadtwerke nicht beeinflussbar.

[3150] Natürliche nährstoffreiche Seen

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Dieser LRT umfasst natürliche, nährstoffreiche Stillgewässer einschließlich ihrer Ufervegetation mit Schwimmblatt- und Wasserpflanzen-Vegetation, zum Beispiel mit Wasserlinsendecken, Laichkrautgesellschaften, Krebscheren oder auch Wasserschlauch-Beständen.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 3150 zugeordnet:

- 13.32 – Altwasser (außer künstlich veränderte Altarme)
- 13.80 – Naturnaher Bereich eines Sees, Weihers o. Teichs
- 34.12 – Tauch- oder Schwimmblattvegetation der Stillgewässer

Kennzeichnende Pflanzenarten

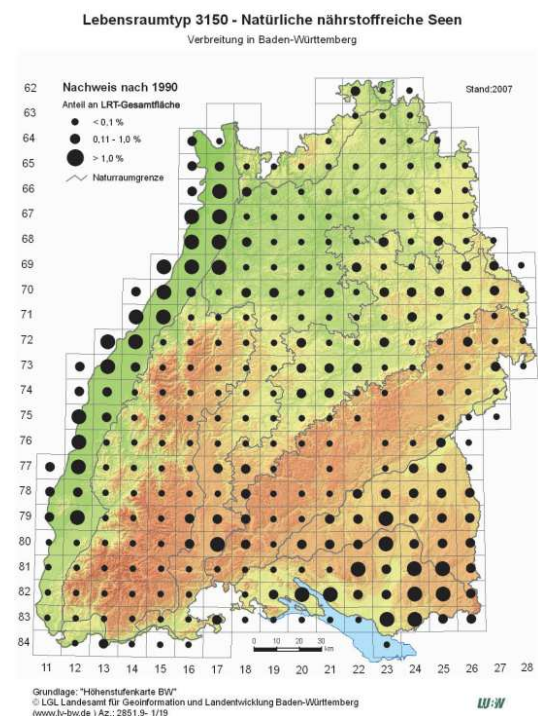
Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*), Schwimmfarn (*Salvinia natans*), Großer Algenfarn (*Azolla filiculoides*), Krebsschere (*Stratiotes aloides*), Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*), Wasserschlauch-Arten (*Utricularia spp.*), Glänzendes Laichkraut (*Potamogeton lucens*), Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis agg.*), Hornblattgewächse (*Ceratophyllum demersum*, *C. submersum*), Tausendblatt-Arten (*Myriophyllum spp.*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Viele dieser Stillgewässer Baden-Württembergs sind durch eiszeitliche Gletschertätigkeit entstanden. Weitere wichtige naturnahe Gewässer sind die Altwässer der großen Flüsse. Stillgewässer mit naturnaher Wasserpflanzenvegetation und ungestörten Uferzonen sind Lebensraum für zahlreiche gefährdete Arten. Ein Beispiel dafür ist der im Anhang II der FFH-Richtlinie als besonders schützenswert aufgeführte Kammolch (*Triturus cristatus*), der in diesem Gewässertyp ideale Lebensbedingungen findet. Natürliche nährstoffreiche Seen sind nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Schwerpunkte der Verbreitung liegen in den Naturräumen Westallgäuer und Oberschwäbisches Hügelland, Donau-Ab-lach-Platten und Bodenseebecken. Weitere Vorkommen treten an Oberrhein, Neckar, Kocher, Jagst, Tauber und Main sowie im Schwäbisch-Fränkischen Wald und im Schwarzwald auf.



- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 5738 ha
- die Bestände des LRT liegen nahezu vollständig in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Zu- und Abnahmen des LRT traten nur in Einzelfällen auf, ohne dass sich dadurch seine Fläche und Verbreitungsgebiet wesentlich verändert haben. Die Zukunftsaussichten für den LRT 3150 werden als günstig eingestuft, weil die entsprechenden Gewässer überwiegend geschützt sind bzw. großes Interesse an ihrer guten Wasserqualität besteht.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A WWDW: 1 Vorkommen im Überschwemmungsbereich der Albschlinge zwischen DB-Gleisanlagen und Südtangente.

Zone B: Oberwaldsee und Erlachsee in Zone B des WWDW, einzelne Vorkommen am Rande der Zone B im WWRW.

Zone C: Zahlreiche Altrheinarme und Baggerseen im Tiefgestade

Grundwasserabhängigkeit

Sofern es sich um Altrheinarme handelt, hängt der Wasserspiegel in der Regel direkt am Rhein. Teilweise werden die Gewässer im Hochwasserfall durch Schleusen von den Wasserständen des Rheins entkoppelt. Für diese Gewässer ist eine Veränderung der Entnahme in den Wasserwerken ohne Relevanz.

Für das Vorkommen an der Albschlinge hängt die Wasserführung des Gewässers stark an der Alb, da der See einen Überflutungsbereich darstellt. Die Abhängigkeit vom Grundwasser ist demgegenüber nachrangig.

Oberwaldsee und Erlachsee sind in ihrer Wasserführung direkt Grundwasserabhängig, wobei sie über größere Wassertiefen verfügen, so dass Schwankungen von wenigen Zentimetern keine ökologischen Auswirkungen haben.

Gefährdungsursachen

- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel-, Schadstoffeintrag
- Intensive, unkontrollierte Freizeitaktivitäten (z.B. Badebetrieb, Bootsverkehr, Windsurfen, Seezugänge in sensiblen Bereichen)
- Veränderung der Uferstruktur (z.B. Verbau, Uferbefestigung, Trittbelastung durch Mensch und Vieh)
- Rohstoffgewinnung (z.B. Nassabbau von Kies)

Schutzmaßnahmen

- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Erstellung von Zonierungs- und Nutzungskonzepten (u.a. zum Schutz störungsempfindlicher und gefährdeter Brutvögel in Röhrichtern)
- NSG Kohlplattenschlag: Einzäunung des Gebiets. Nur geführter Besucherzugang.

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Es muss zwischen Altrheinarmen und Baggerseen, die am Rheinwasserspiegel hängen und ehemaligen Kiesgruben, die am Grundwasserspiegel hängen, unterschieden werden. Für Altrheinarme kommt es zu keinen

Beeinflussungen durch die Grundwasserentnahme. Somit treten weder Konflikte auf, noch ergeben sich Potentiale den Erhaltungszustand des LRTs zu verbessern.

Nährstoffreiche Seen in Form „renaturierter“ Baggerseen hängen hingegen direkt am Grundwasserspiegel. Je nach Zeitpunkt der Anlage von Flachwasserzonen, liefen die Karlsruher Wasserwerke in der Regel bereits mit mittlerem Betrieb (Status-Quo), so dass die mittleren Grundwasserabsenkungen bereits bei der Renaturierung (Anlage von Flachwasserzonen etc.) berücksichtigt sind.

Konflikte können sich durch eine langfristige Steigerung der Grundwasserentnahme und in der Folge durch eine zusätzliche Absenkung des Seewasserspiegels ergeben. Potentiale ergeben sich hingegen, wenn die mittlere Entnahme unterschritten wird und sich der Grundwasserspiegel bereichsweise über das mittlere Niveau hebt. Konflikte können im Einzelfall aber auch durch eine Aufhöhung des Grundwasserspiegels entstehen, in dem für Amphibien geschaffene, temporär wasserführende Tümpel zu dauerhaft wasserführenden Tümpeln werden, die dann von Fischen und oder Kalikokrebs besiedelt werden können.

[3260] Fließgewässer mit flutender Wasservegetation

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Unter diesem LRT sind natürliche und naturnahe Fließgewässer von der Ebene bis ins Bergland mit flutender Wasserpflanzenvegetation zusammengefasst. Mit der jeweiligen Fließgewässerregion wechseln sich die jeweiligen Standortbedingungen ab.

Biototypen Baden-Württemberg

Folgende Biotypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 3260 zugeordnet:

- 12.11 – Naturnaher Abschnitt eines Mittelgebirgsbachs (Mindestlänge 20 m)
- 12.12 – Naturnaher Abschnitt eines Flachlandbachs (Mindestlänge von 20 m)
- 12.21 – Mäßig ausgebauter Bachabschnitt
- 12.30 – Naturnaher Flussabschnitt (ab einer Mindestlänge von 20 m)
- 12.41 – Mäßig ausgebauter Flussabschnitt
- 34.11 – Tauch- oder Schwimmblattvegetation der Fließgewässer (an 32 Gewässern)

Kennzeichnende Pflanzenarten

Flutender Wasserhahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*), Tausendblatt-Arten (*Myriophyllum spp.*), Wasserstern-Arten (*Callitriche spp.*), Aufrechter Merk (*Berula erecta*), Gemeines Bach- oder Brunnenmoos (*Fontinalis antipyretica*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Naturnahe Wasserpflanzengesellschaften fließender Gewässer sind als Lebensraum für Wasserorganismen und für die Selbstreinigungskraft der Gewässer von hoher Bedeutung. Die hohe naturschutzfachliche Bedeutung zeigt sich darin, dass dieser Gewässertyp Lebensraum für gefährdete Fisch- und Libellenarten darstellt, die im Anhang der FFH-Richtlinie als besonders schützenswert aufgeführt sind. Für die Oberläufe der Fließgewässer sind z.B. Fischarten wie Groppe (*Cottus gobio*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*) typisch. Charakteristische Fließgewässer-Libellen sind beispielsweise die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) und die Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*). Fließgewässer mit flutender Wasservegetation sind nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Dieser LRT (vor allem Fließgewässer mit Gesellschaften der Wasserhahnenfußarten) tritt in vielen naturnahen Gewässern des Landes auf. Verbreitungsschwerpunkte sind in den Naturräumen Schwarzwald, Schwäbisch-Fränkischer Wald, Alpenvorland, Albvorland, Schönbuch und Glemswald, Stromberg und Odenwald sowie in Teilbereichen an Donau, Argen, Wutach, Murg, Neckar, Rems, Enz, Nagold, Kocher, Jagst und Tauber vorhanden.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 1140 ha
- über ein Drittel der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A WWDW: Albschlinge zwischen DB-Bahngleisen und Südtangente

Zone B: WWDW: Albschlinge zwischen DB-Bahngleisen und Südtangente; WWRW: Federbach, Schmidtbach und Graben Ötigheim.

Zone C: Zahlreiche Vorkommen in der Rheinaue. Außerhalb der Rheinaue neben der Alb nur der Erlengraben westlich Rüppurr.

Grundwasserabhängigkeit

Die Grundwasserabhängigkeit und das Wechselspiel von influenten und effluenten Bedingungen müssen für Fließgewässer im Einzelfall geprüft werden.

Innerhalb der Zone A liegt nur die Albschlinge im WSG Durlacher Wald. Die Wasserführung der Alb wird in diesem Bereich nicht durch die Grundwasserentnahme beeinflusst.

Gefährdungsursachen

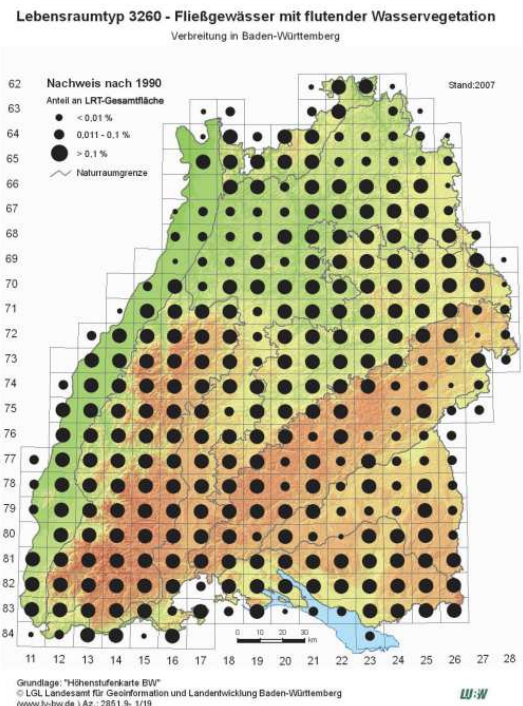
- Veränderung der natürlichen Gewässerstruktur (z.B. Begradigung, Uferbefestigungen, Querverbaue, Sohlveränderungen, Verrohrung, Bühnenbau)
- Aussetzen nicht lebensraumtypischer Tierarten, Einbringen nicht lebensraumtyp. Pflanzenarten
- Gewässerunterhaltung, die über eine abschnittsweise Räumung der Vegetation hinausgeht
- Massive Wasserentnahmen (z.B. zur Stromgewinnung, zu Kühlzwecken oder auch zur Speisung von Fischteichen)
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel-, Schadstoffeintrag
- Intensive Freizeitaktivitäten (Kanusport, Bootsverkehr)
- Beseitigung, starke Beeinträchtigung der Ufervegetation

Schutzmaßnahmen

- Förderung der Fließgewässerdynamik (z.B. Rückbau von Uferbefestigungen, Sohlabstürzen, Verrohrungen), Erhalt von Totholz im Gewässer; Zulassen von Hochwasserdynamik, Erhaltung u. Rückgewinnung von Retentionsflächen
- Reduktion der Einleitung von belastetem oder thermisch verändertem Wasser
- Reduktion von Wasserentnahmen
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Reduktion der Freizeitaktivitäten durch Besucherlenkung (z.B. Sperrung best. Fließgewässerabschnitte für Kanusport zur Brutzeit gefährdeter Vogelarten oder zum Schutz bes. üppiger und typischer Submersvegetation)
- Im Umfeld: Förderung auentypischer Vegetation und Nutzungen (Röhricht, Gehölzsaum, Grünland)

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Die Einrichtung einer Pufferzone um den Federbach westlich von Ötigheim zur Vermeidung von Nähr- und Schadstoffeinträgen würde auch zur einem verbesserten Grundwasserschutz führen.



[6230*] Artenreiche Borstgrasrasen

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Borstgrasrasen sind Magerrasen, die durch Mahd oder extensive Beweidung entstanden sind. Sie wachsen in Baden-Württemberg vorwiegend in den silikatischen Mittelgebirgen auf nährstoffarmen, sauren Böden unter niederschlagsreichen Verhältnissen, kommen aber auch in der Ebene (Rheingraben) vor.

Zu diesem LRT werden nur artenreiche Borstgrasrasen gerechnet, während durch Überweidung stark degradierte und verarmte Ausprägungen nicht eingeschlossen sind.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 6230 zugeordnet:

- 36.41 – Borstgrasrasen (ab Mindestgröße von 500 m² bzw. Verbundregelung)
- 36.42 – Flügelginsterweide (ab Mindestgröße von 500 m² bzw. Verbundregelung)

Kennzeichnende Pflanzenarten

Borstgras (*Nardus stricta*), Berg-Wohlverleih (*Arnica montana*), Schweizer Löwenzahn (*Leontodon helveticus*), Gold-Fingerkraut (*Potentilla aurea*), Gewöhnliches Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*), Schaf-Schwingel (*Festuca ovina*), Harz-Labkraut (*Galium saxatile*), Geflecktes Ferkelkraut (*Hypochaeris maculata*), Wald-Läusekraut (*Pedicularis sylvatica*), Weiße Waldhyazinthe (*Platanthera biofila*), Gewöhnliche Kreuzblume (*Polygala vulgaris*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Von sehr hoher naturschutzfachlicher Bedeutung sind insbesondere die Borstgrasrasen in den Hochlagen des Schwarzwalds, die zusätzlich durch eine besondere Vegetationszusammensetzung charakterisiert sind. Die artenreichen Borstgrasrasen müssen wegen nachlassender Nutzung als stark gefährdeter LRT eingestuft werden. Artenreiche Borstgrasrasen sind nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die artenreichen Borstgrasrasen sind seit Jahrhunderten ein prägendes Landschaftselement in Baden-Württemberg. Sie haben großflächige Vorkommen im Schwarzwald, vereinzelte auf der Schwäbischen Alb, im Odenwald und im Schwäbisch-Fränkischen Wald. Kleinflächig kommen sie im Rheingraben vor.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 3642 ha
- der überwiegende Teil der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Das Verbreitungsgebiet des LRT hat sich zwischen 1994 und 2006 nicht verändert. Ursache für seinen Flächenrückgang ist v.a. die Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzungen auf nicht rentabel bewirtschaftbaren und schwer zugänglichen Flächen. Die Zukunftsaussichten sind unzureichend. Eine Bewirtschaftung der Bestände ist unbedingt nötig. In FFH-Gebieten kann dies von Seiten des Naturschutzes gefördert werden, für die etwa

25 % der LRT-Fläche außerhalb ist dies nur bedingt möglich. Auch die Klimaerwärmung und die Eutrophierung der Landschaft können sich negativ auswirken.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A WWHW: 1 Vorkommen mit 1,5 ha im Wald nordwestlich des Wasserwerks.

Zone B: WWHW: Der LRT kommt fast flächendeckend mit einer Ausdehnung von 27,4 ha im südlichen bis mittleren Drittel des Schutzgebiets 6916-341 (Alter Flugplatz) vor. Das Vorkommen liegt außerhalb des Wasserschutzgebiets.

Grundwasserabhängigkeit

Die vereinzelt Vorkommen des LRTs im Rheingraben kommen in der Regel nur auf entkalkten, nährstoffarmen Hochflut-sanden oder Flugsanden vor, deren Wasserhaushalt ausschließlich über Niederschläge gesteuert wird. Eine Abhängigkeit vom Grundwasser ist nicht vorhanden.

Gefährdungsursachen

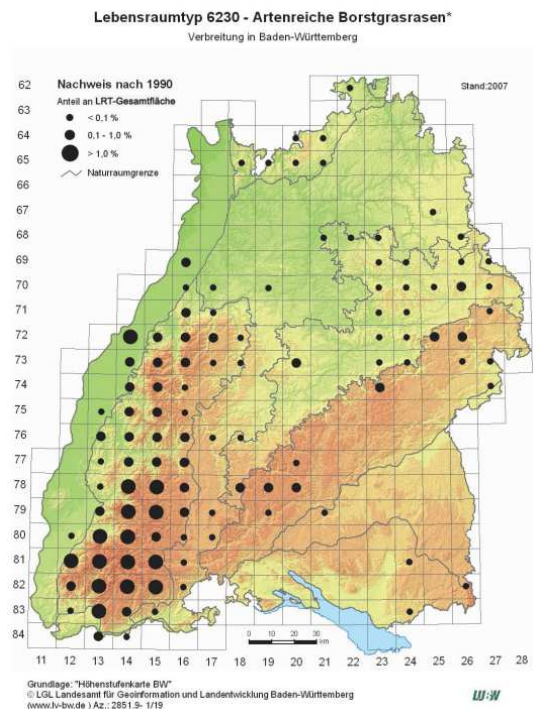
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel-, Schadstoffeintrag Nutzungsänderungen (z.B. Umbruch, Aufforstung, Aufgabe der Nutzung)
- Nutzungsintensivierung (z.B. Erhöhung der Besatzdichte, Nutzung als Umtriebsweide)
- Neuanlage von Skipisten, Skilifte sowie Loipen abseits von Wegen
- Einsatz von Düngemitteln
- Einsatz von Pflanzenschutzmitteln
- Ablagerungen (z.B. Schlagabraum, Rindenabfälle, Schnittgut, Gartenabfälle, landwirtschaftliche Abfälle etc.)

Schutzmaßnahmen

- Förderung von Hutweiden gegenüber Stand- oder Koppelweiden
- Exemplarisch: Wiedereinführung weiterer traditioneller Nutzungen (z.B. "Reutbergwirtschaft" im mittleren Schwarzwald)
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Insbesondere bei kleinflächigen Vorkommen: Einrichtung des Pferchs außerhalb des FFH-LRT
- Bei Beständen, in denen das Borstgras (*Nardus stricta*) stark zunimmt: ggf. Umstellung von Weide auf 1-schürige Mahd zur Erhaltung artenreicher Borstgrasrasen

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Vorhandensein und Erhalt nährstoffarmer Biotope sind seitens der Wasserversorgung zu begrüßen. Eingeführte Beweidungen sollten extensiv erfolgen. Gemäß WSGVO ist die Standweide innerhalb der Zone IIIA unzulässig.



Konflikte durch eine Steigerung der Grundwasserentnahme sind nicht vorhanden. Bei erfolgreichen Kompensationskalkulationen durch den Forst ist darauf zu achten auf Waldlichtungen gelegene Vorkommen auszusparen.

Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustands liegen im Bereich der Bewirtschaftung, Biotoppflege und Besucherlenkung. Sie sind durch das WSG-Management der Stadtwerke nicht direkt beeinflussbar.

[6430 / 6431] Feuchte Hochstaudenfluren

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Dieser Lebensraumtyp umfasst die Hochstaudenfluren und Hochgrasfluren an feuchten und nährstoffreichen Standorten der Gewässerufer und Waldränder. Die Vegetationsbestände werden meist nicht genutzt oder nur ab und zu gemäht.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind dem FFH-Lebensraumtyp 6430 zugeordnet:

- 35.41 - Hochstaudenflur quelliger, sumpfiger oder mooriger Standorte
- 35.42 - Gewässerbegleitende Hochstaudenflur
- 35.43 - Hochstaudenflur hochmontaner Lagen

Kennzeichnende Pflanzenarten

Uferbegleitende Hochstauden: Gewöhnliche Pestwurz (*Petasites hybridus*), Kohldistel (*Cirsium oleraceum*), Berg-Kälberkropf (*Chaerophyllum hirsutum*), Zottiges Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*), Fluss-Greiskraut (*Senecio sarracenicus*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Gewöhnlicher Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*)

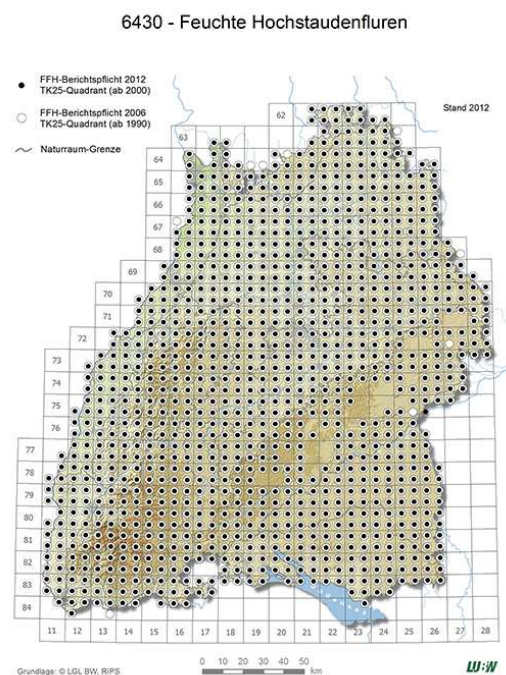
Bedeutung des Lebensraumtyps

Die feuchten Hochstaudenfluren bieten zahlreichen Arten einen Lebensraum, so auch dem Großen Feuerfalter (*Lycaena dispar*), der im Anhang II der FFH-Richtlinie genannt ist. Weil Hochstaudenfluren sich oft linienartig an Gewässern oder Wäldern entlangziehen, kommt ihnen als verbindender Lebensraum eine besondere Bedeutung in der Biotopvernetzung zu. Von hohem Naturschutzwert sind die hochmontanen Hochstaudenfluren mit ihrer an diese Höhenlage angepassten Flora (z.B. der Alpen-Milchlattich und der Graue Alpendost). Feuchte Hochstaudenfluren sind teilweise nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Schwerpunkte der Verbreitung des Lebensraumtyps liegen für feuchte Hochstaudenfluren entlang der Gewässer. Montane bis subalpine Hochstaudenfluren sind nur in den höchsten Lagen des Landes (Süd- und Nordschwarzwald, Adelegg, Schwäbische Alb) zu finden.

- 2012 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 2000 ha
- etwa ein Viertel der Bestände des LRT liegt in FFH-Ge-bieten



Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A WWDW: Albschlinge zwischen DB-Bahngleisen und Südtangente

Zone B: WWDW: Albschlinge zwischen DB-Bahngleisen und Südtangente; WWMW: Randbereich nördlich von Mörsch, WWRW: Randbereich Alter Federbach im Nordosten.

Zone C: Einzelne verstreute Vorkommen.

Grundwasserabhängigkeit

Die Grundwasserabhängigkeit muss im Einzelfall geprüft werden, da zahlreiche Vorkommen im Untersuchungsgebiet entlang von Fließgewässern vorkommen, die in ihrer Hydrologie nicht durch die Grundwasserentnahme beeinträchtigt werden. Dies gilt auch für die Vorkommen an den Ufern der Alb in Zone A des WWDW.

Gefährdungsursachen

- Befahren/Durchfahren (z.B. mit Rückeschleppern, Traktoren etc.)
- Nur bei Hochstaudenfluren an Gewässern: Gewässer- und Uferausbau und -unterhaltung, Eindeichungen, Entwässerungen
- Einsatz von Düngemitteln im nahen Umfeld
- Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im nahen Umfeld
- Montane bis subalpine Hochstaudenfluren können durch Nadelholzaufforstungen stark beeinträchtigt werden
- Ablagerungen (z.B. Schlagabraum, Rindenabfälle, Schnittgut, Gartenabfälle, landwirtschaftliche Abfälle etc.)

Schutzmaßnahmen

- Insbesondere montane-alpine Hochstaudenfluren (Subtyp 6432): Einrichtung von Pufferzonen zu forstwirtschaftlichen Nutzflächen
- Entwicklung von gestuften (Wald, Mantelgebüsch, Waldsaum) Waldinnen- und -außensäumen
- Ggf. Entfernen von Gehölzjungwuchs (insbesondere bei montanen-alpinen Hochstaudenfluren (Subtyp 6432) feuchter Standorte aus Gründen des Pflanzenartenschutzes)
- Entwicklung ausreichend breit bemessener Randstreifen (z.B. an Fließgewässern)

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Nicht vorhanden, da die Vorkommen hydrologisch entkoppelt vom lokalen Grundwasserstand sind oder außerhalb der Zone A und dem Zustrom zu den Trinkwasserbrunnen liegen.

[6510] Magere Flachland-Mähwiesen

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

In diesem LRT sind artenreiche, wenig gedüngte, extensiv bewirtschaftete Mähwiesen (ein- bis zweimähdig) im Flach- und Hügelland zusammengefasst. Dies schließt sowohl trockene (z.B. Salbei-Glatthaferwiese) als auch frisch-feuchte Mähwiesen ein. Im Gegensatz zum Intensivgrünland sind diese Wiesen blütenreich. Der erste Heuschnitt erfolgt nicht vor der Hauptblütezeit der Gräser. Die Schwerpunktorkommen dieses Wiesentyps befinden sich bei europaweiter Betrachtung in Südwestdeutschland.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 6510 zugeordnet:

- 33.43 – Magerwiese mittlerer Standorte

Kennzeichnende Pflanzenarten

Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), Wilde Möhre (*Daucus carota*), Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*), Wiesen-Pippau (*Crepis biennis*), Wiesen-Bocksbart (*Tragopogon pratensis*), Acker-Witwenblume (*Knautia arvensis*), Margerite (*Leucanthemum vulgare*), Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*), Frauenmantel (*Alchemilla spp.*), Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*), Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*), Großer Klappertopf (*Rhinanthus angustifolius*), Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*), Flaumiger Wiesenhafer (*Helictotrichon pubescens*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Magere Glatthaferwiesen bieten mit ihrer Vielzahl an Kräutern, dem lückigen Aufbau und einer ausgeprägten Vertikalstruktur Lebensraum für viele Tierarten. Besondere Bedeutung besitzen die mageren Wiesen für Tagfalter. Sie bieten Lebensraum für die im Anhang II der FFH-Richtlinie genannten Arten Großer Feuerfalter (*Lycena dispar*) und Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling (*Maculinea teleius*). Magere Glatthaferwiesen tragen mit ihrem Blütenreichtum zur Bereicherung des Landschaftsbildes bei und sind zusätzlich von kulturhistorischer Bedeutung. Da die baden-württembergischen Glatthaferwiesen eine besondere Artenausstattung besitzen und in ihren Ausprägungen besonders vielfältig sind, kommt ihnen eine europaweit herausragende Bedeutung zu.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Der LRT kommt in allen Naturräumen Baden-Württembergs vor, nimmt aber qualitativ und quantitativ ab.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 63390 ha
- über ein Drittel der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Zwischen 1994 und 2006 war ein Rückgang der Fläche der Mageren Flachlandmähwiesen durch die Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung und Bebauung zu verzeichnen. Die traditionelle Nutzung des LRT als Heuwiese ist ohne Förderung nicht mehr rentabel. Die Zukunftsaussichten müssen für den LRT als unbekannt

eingestuft werden, da die weitere Entwicklung des Grünlands aufgrund der GAP-Reform nicht vorhersehbar ist.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

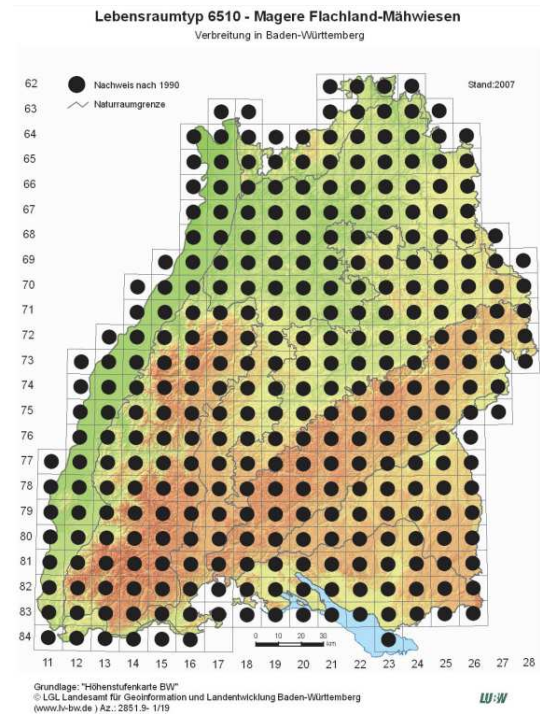
Zone A WWHW: Der LRT kommt an zwei grundwasserfernen Standorten vor: im Gewinn Zehntwald sowie auf einem schmalen Streifen entlang der Brunnenlinie südlich des Wasserwerks Hardtwald (Vorkommen in Offenlandbiotopkartierung nicht erfasst). Die Vorkommen nehmen eine Flächen von 2,4 ha ein (ILN 2009). Die Vorkommen liegen im WSG Hardtwald.

Zone A WWRW: Zahlreiche Vorkommen in allen Offenlandbereichen bei mittleren Grundwasserflurabständen zwischen 0,5 bis maximal 3 m.

Zone B: WWHW: Der LRT kommt im Südwesten des Alten Flugplatzes (6916-341) in einer grundwasserfernen Ausprägung vor. Es liegt außerhalb des WSG Hardtwald. Ein weiteres Vorkommen im Absenkttrichter des WWHW besteht auf einer kleinen, von Wald umgebenen Fläche südwestlich der Waldstadt am Rande der Zone IIIA des WSG Hardtwald. WWMW: Zahlreiche kleiner Vorkommen im Randbereich nördlich von Malsch. WWRW: Sehr viele Vorkommen, wobei östlich von Steinmauern ein Verbreitungsschwerpunkt liegt.

Grundwasserabhängigkeit

Neben trockenen, vom Grundwasser entkoppelten Ausbildungen, liegen feuchte Glatthaferwiesen mit *Alpecurus pratensis* und *Sanguisorba officinalis* vor, für die eine Grundwasserbeeinflussung gegeben ist¹⁶. Tabelle 0-1 zeigt typische Grundwasserflurabstände für den feuchten Flügel der Glatthaferwiesen. Frische Glatthaferwiesen benötigen ganzjährig eine gute Wasserversorgung, die im Allgemeinen über Kapillaraufstieg gewährleistet ist (PHILLIPI et al. 1990 in (MC 2011)). Von MC (2011) wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass der FFH-LRT eine breite Spanne von Grundwasserständen umfasst und ein günstiger Erhaltungszustand mit hoher Artenvielfalt auch wesentlich vom Trophiegrad und der Pflege abhängt.



¹⁶ http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/FFH_wasserabhaengige_LRT_Anhang_I_fuer_WRRRL_.pdf (1.8.2013)

Tabelle 0-1: Mittlere Höchst- (grün) und mittlere Tiefststände (rot) des Flurabstands sowie Schwankungsbereich für feuchte LRT-Ausprägungen (versch. Quellen in Erftverband (2002))

LRT 6510			
Tieflagen-Glatthaferwiese	Glatthaferwiese	Fuchsschwanz-Stromtalwiese	Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft
Flurabstand	Flurabstand	Flurabstand	Flurabstand
-30 bis -20 cm	-30 bis -20 cm	-30 bis -20 cm	-30 bis -20 cm
-20 bis -10 cm	-20 bis -10 cm	-20 bis -10 cm	-20 bis -10 cm
-10 bis 0 cm	-10 bis 0 cm	-10 bis 0 cm	-10 bis 0 cm
0 bis 10 cm	0 bis 10 cm	0 bis 10 cm	0 bis 10 cm
10 bis 20 cm	10 bis 20 cm	10 bis 20 cm	10 bis 20 cm
20 bis 30 cm	20 bis 30 cm	20 bis 30 cm	20 bis 30 cm
30 bis 40 cm	30 bis 40 cm	30 bis 40 cm	30 bis 40 cm
40 bis 50 cm	40 bis 50 cm	40 bis 50 cm	40 bis 50 cm
50 bis 60 cm	50 bis 60 cm	50 bis 60 cm	50 bis 60 cm
60 bis 70 cm	60 bis 70 cm	60 bis 70 cm	60 bis 70 cm
70 bis 80 cm	70 bis 80 cm	70 bis 80 cm	70 bis 80 cm
80 bis 90 cm	80 bis 90 cm	80 bis 90 cm	80 bis 90 cm
90 bis 100 cm	90 bis 100 cm	90 bis 100 cm	90 bis 100 cm
100 bis 110 cm	100 bis 110 cm	100 bis 110 cm	100 bis 110 cm
110 bis 120 cm	110 bis 120 cm	110 bis 120 cm	110 bis 120 cm
120 bis 130 cm	120 bis 130 cm	120 bis 130 cm	120 bis 130 cm
130 bis 140 cm	130 bis 140 cm	130 bis 140 cm	130 bis 140 cm
140 bis 150 cm	140 bis 150 cm	140 bis 150 cm	140 bis 150 cm
150 bis 160 cm	150 bis 160 cm	150 bis 160 cm	150 bis 160 cm
160 bis 170 cm	160 bis 170 cm	160 bis 170 cm	160 bis 170 cm
170 bis 180 cm	170 bis 180 cm	170 bis 180 cm	170 bis 180 cm
180 bis 190 cm	180 bis 190 cm	180 bis 190 cm	180 bis 190 cm
190 bis 200 cm	190 bis 200 cm	190 bis 200 cm	190 bis 200 cm

Die Mageren Flachland-Mähwiesen im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe wurden von Dorothea Stein (2017) hinsichtlich ihrer Grundwasserflurabstände für jeden Naturraum typisiert. Abbildung 0-1 zeigt die Bandbreite monatlich aufgetragener Flurabstände für die feuchten Glatthaferwiesen im Naturraum Rheinaue.

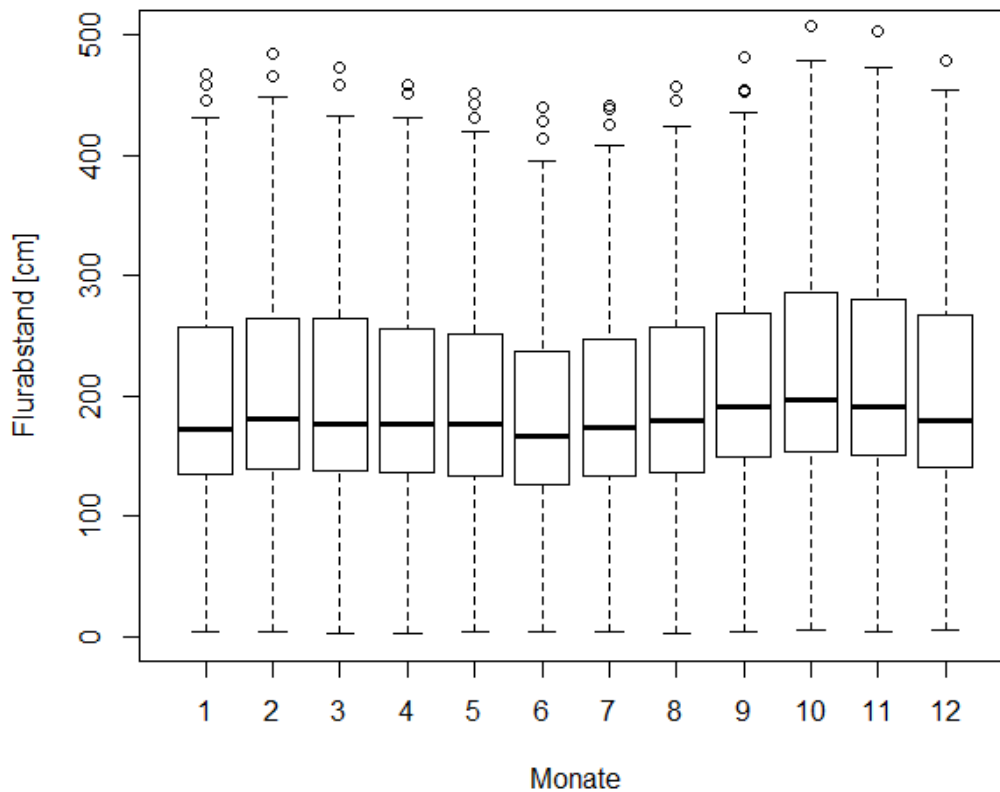


Abbildung 0-1: Monatsmittelwerte der letzten 10 Jahre für die Mähwiesen im Naturraum Rheinaue

Gefährdungsursachen

Nutzungsänderungen (z.B. Umbruch, Melioration, Aufforstung, Umstellung auf Weidewirtschaft, Aufgabe der Nutzung)

- Nutzungsintensivierung (z.B. Erhöhung der Schnitthäufigkeit, Erhöhung der Besatzdichte bei Nachbeweidung)
- Entwässerungsmaßnahmen bei feuchten Ausbildungen
- Düngung über eine Erhaltungsdüngung hinaus
- Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (außer bei speziellen Problemen)
- Einwanderung von Neophyten wie Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) oder Goldrute (*Solidago*) (*Ursache ergänzt*)

Schutzmaßnahmen

- Verzicht auf Düngung (insbesondere bei besonders artenreichen Beständen und im Komplex mit den LRT 6210, 6230, 6410, 6430)
- Exemplarische Einführung/Aufrechterhaltung weiterer traditioneller Bewirtschaftungsformen (z.B. Wässerwiesenwirtschaft)
- Entfernen der Gehölze bei verbuschenden Beständen
- Abräumen des Schnittgutes
- Bei intensiver genutzten, weniger artenreichen Beständen: ggf. Aushagerung des Standortes durch Erhöhung der Anzahl der Schnitte

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Das Vorhandensein großer extensiv bewirtschafteter, nährstoffarmer Grünlandflächen ohne Umgang mit Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, ist für den Wasserversorger höchst willkommen, da die Ressource Grundwasser so am effektivsten vor möglichen schadhaften Stoffeinträgen durch die Landwirtschaft geschützt wird.

Konflikte können sich durch eine Absenkung des Grundwasserspiegels und damit durch eine Verschiebung von feuchten, grundwasserbeeinflussten Ausprägungen des LRT in trockenere Ausprägungen ergeben. Der Trophiegrad und die Pflege beeinflussen die Wertigkeit des LRT jedoch ebenfalls stark.

Für die Flächen in Zone A des WWHW liegt keine grundwasserbeeinflusste Ausprägung vor. Anders verhält sich dies für die Zone A des WWRW. Hier bestehen große Potentiale, in dem die Spitzen der Grundwasserstände nach Möglichkeit erhalten werden. [Entnahmemanagement-Variante E1]

Weitere Potentiale liegen im Grünflächenmanagement der Stadtwerke-eigenen Flächen. Dies sind insbesondere das Wasserwerksgelände, die Brunnengevierte sowie die Lichtung entlang der Brunnenlinie Süd im Wasserwerk Hardtwald. Dort wurde lange Zeit gemulcht, d.h. der Grünschnitt verbleibt auf der Fläche. Mahdtermine waren nicht geregelt. Auf einigen Flächen wanderte der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) ein.

Angeregt durch das Umweltamt Karlsruhe wurde begonnen, den invasiven Adlerfarn von der Brunnenlinie Süd des Wasserwerks Hardtwald mittels 9-schüriger Mahd zurückzudrängen und die Lichtung durch zweimalige Balkenmäher-Mahd (ab Mitte Juni) mit Abräumen des Mähguts auszumagern. Die Zurückdrängung des Adlerfarns kann nach zwei Jahren als abgeschlossen gelten, während die Ausmagerung der als LRT 6510 kartierten Fläche weiter fortgeführt werden soll. Hierzu werden vom Umweltamt EU-Gelder akquiriert, mittels derer die Pflege der Flächen über die nächsten zehn Jahre (2014 bis 2023) zu 100 % durchgeführt wird (vgl. hierzu auch Aktnotiz DEINLEIN vom 2.12.2013). [Maßnahme G2, G4]

Das Wasserwerksgelände Hardtwald verfügt über eine parkähnliche Grünfläche, die ein hohes Potential zur Entwicklung einer mageren Flachland-Mähweise hat. Im derzeitigen Betrieb wird die Fläche bei Trockenheit intensiv bewässert und in der Folge mehrmals im Jahr gemäht, was eine geschlossene Grasnarbe auf der Fläche fördern und die Staubbildung verhindern soll. Letztere könnte sich negativ auf die Belüftung des auf dem Werksgelände befindlichen Brunnens sowie auf die Belüftung der Enteisungs- und Entmanganungsanlage auswirken. Es kann angedacht werden teilweise einen Teil der Fläche aus der Beregnung und häufigen Mahd herauszunehmen, um entscheiden zu können, ob eine extensivere Flächenpflege denkbar ist. Diese würde nicht nur die Entwicklung in Richtung einer mageren Flachland-Mähwiese mit sehr viel höherer Biodiversität fördern, sondern auch für wertgebende Arten wie Neuntöter, Heidelerche, Wendehals oder Ziegenmelker Lebensraum schaffen. [Maßnahme G7]

[9110] Hainsimsen-Buchenwald

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Der LRT umfasst das Spektrum der bodensauren Buchenwälder, deren namensgebende und für diesen Typ charakteristische Pflanze die Weiße Hainsimse ist. Hainsimsen-Buchenwälder weisen nur geringe Anteile an Bodenvegetation auf, in der Baumschicht können teilweise Stiel- oder Traubeneiche eingemischt sein. Die Beimischung der Eiche geht häufig auf menschlichen Einfluss zurück. Bodensaure Buchenwälder kommen auf mittel- bis tiefgründigen, sauren und relativ nährstoffarmen Standorten der Ebene bis in die Kammlagen der Mittelgebirge vor.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 9110 zugeordnet:

- Schlüsselzahl Waldbiotopkartierung (LUBW-Schlüssel)
- 13 (55.12) – Hainsimsen-Buchenwald, z.T. mit Tanne (bei regionaler Seltenheit)
- 14 (53.22) – Heidelbeer-Buchenwald, z.T. mit Tanne
- 15 (55.10) – Drahtschmielen-Buchenwald

Kennzeichnende Pflanzenarten

Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Trauben-Eiche (*Quercus petraea*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Weißtanne (*Abies alba*) im Bergland, in Hochlagen des Schwarzwaldes: Fichte (*Picea abies*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Drahtschmieele (*Deschampsia flexuosa*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Naturschutzfachlich bedeutsam sind insbesondere naturnahe Hainsimsen-Buchenwälder mit weitgehender, dem Naturraum entsprechender Übereinstimmung von Baumarten-Zusammensetzung, Bodenvegetation und Standort. Für den Artenschutz sind vor allem die flechten- und moosreichen Bestände auf nährstoffarmen, ausgehagerten Standorten wichtig. Hainsimsen-Buchenwälder sind teilweise nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG BaWü) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) oder § 30a Landeswaldgesetz geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Hainsimsen-Buchenwälder kommen hauptsächlich im Schwarzwald, im Odenwald, im Sandstein-Spessart und im Keuperbergland vor. Kleinere Vorkommen auf Kalkverwitterungslehmen wie z.B. in der Ostalb sind selten.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 37998 ha
- Über ein Drittel der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

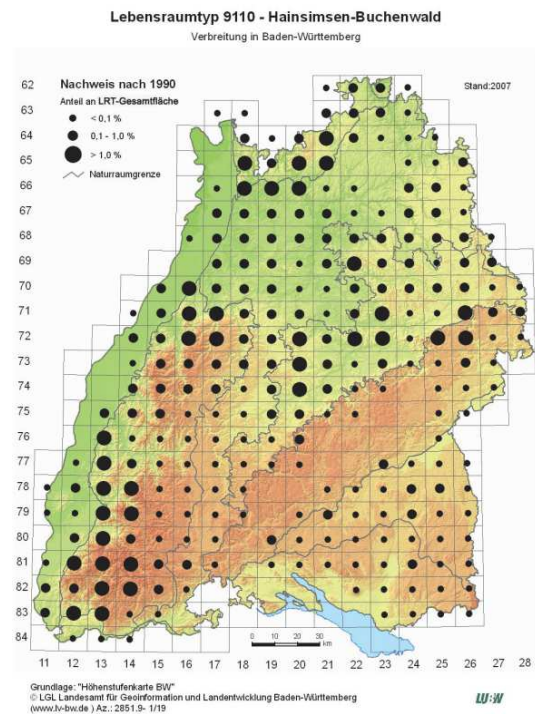
Die Zukunftsaussichten der Hainsimsen-Buchenwälder in Baden-Württemberg sind gut. Es wird mit einer Flächenzunahme des LRT in Folge naturnaher Waldwirtschaft gerechnet.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A HW: 3 Vorkommen des FFH-Gebiets 6916-341 liegen im engeren Umfeld der Brunnenlinie, wobei die Flurabständen mit > 4.5 m auf eine vom Grundwasser entkoppelte Hydrologie der Standorte schließen lassen.

Zone A MW: Große Flächenanteile (125 ha) rund um Wasserwerk und Brunnenlinie werden vom LRT eingenommen. Ein weiteres Vorkommen liegt direkt nördlich der alten Standort-schießanlage und verfügt mit Flurabständen > 4,5 m erwartungsgemäß nicht über einen Grundwasseranschluss.

Zone B: Im Absenkrichter des WWHW liegen 6 Vorkommen des FFH-Gebiets 6916-341, die nicht mehr innerhalb des WSG liegen. Im Absenkrichter des WWMW liegen weitere Vorkommen innerhalb des FFH-Gebiets 7016-341, die mit Flurabständen von > 4,5 m erwartungsgemäß keinen Grundwasseranschluss besitzen.



Grundwasserabhängigkeit

Der LRT ist typischerweise nicht an grundwasserbeeinflusste Standorte gebunden. Für schwach grundwasserbeeinflusste Vorkommen mit hohem Altholzanteil kann es bei einer Absenkung des Grundwasserspiegels unter Umständen zu Engpässen in der Wasserversorgung und in der Folge potentiell zu einer Schädigung von Altbäumen kommen. Da auch vereinzelt wertgebende Alteichen innerhalb des LRT aufstocken, kann mit einer Beeinträchtigung der Alteichen auch eine Auswirkung auf speziell auf Alteichen angewiesene Arten wie Mittelspecht, Heldbock etc. einhergehen.

Gefährdungsursachen

- Bodenschutzkalkung natürlich saurer Standorte, soweit hierdurch die pH-Werte über den standorttypischen Bereich angehoben werden
- zukünftige Gefährdungen: Beseitigung von Tot- und Altholz
- Ausbreitung von Neophyten, z.B. die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) (ergänzt)

Schutzmaßnahmen

- Reduktion des Anteils an LRT-fremden Gehölzen
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Entwicklung zum Dauerwald
- Entwicklung mosaikartig verteilter unterschiedlicher Altersstadien
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Naturnahe Gestaltung bestehender Waldaußen- und Waldinnenränder

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Das Vorhandensein standorttypischer Laubwälder stellt einen wirksamen Schutz für das Grundwasser dar. Laubwälder haben gegenüber Nadelwäldern zusätzlich den Vorteil, dass sie weniger atmogene Schadstoffe aus der Luft käumen. Durch den Verzicht auf Kahlschläge wird das Risiko der Nitratfreisetzung und -auswaschung in das Grundwasser minimiert.

Konflikte können bei einer Steigerung der Grundwasserentnahme durch eine in der Folge verschlechterte Wasserversorgung beigemischter, wertgebender Alteichen auftreten. Weiterhin könnten für den Wald- und Trinkwasserschutz durchgeführte Bodenschutzkalkungen zu einer Beeinträchtigung des LRT führen. Da es sich aber um Kompensationskalkungen und nicht um Kalkdüngungen handelt, die den pH-Wert in einen standortuntypischen neutralen bis alkalischen Bereich heben, dürfte auch zukünftigen Waldkalkungen nichts im Wege stehen.

Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustandes liegen ausschließlich im Bereich der forstlichen Bewirtschaftung und sind durch das WSG-Management der Stadtwerke nicht beeinflussbar. Wichtige Einflussfaktoren sind die Art des Holzeinschlags, die Alterstruktur der Bäume, der Anteil an Totholz, die Dichte von Habitatbäumen sowie ein Neophyten-Management.

[9160] Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

In diesem Lebensraumtyp sind subatlantisch geprägte Eichen-Hainbuchenwälder zusammengefasst. Sie kommen primär auf wechselfeuchten oder durch Stau-/Grundwasser zeitweilig vernässten Standorten vor, sekundär auf Buchenstandorten in Folge der historischen Nutzung. Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder beeindruckend zeitig im Jahr durch den Frühjahrsblüheraspekt.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind dem FFH-Lebensraumtyp 9610 zugeordnet:

- Schlüsselzahl Waldbiotopkartierung (LUBW-Schlüssel)
- 00 (56.12) - Hainbuchen-Stieleichen-Wald
- 01 (52.23) - Waldziest-Hainbuchen-Stieleichen-Wald

Kennzeichnende Pflanzenarten

Hainbuche (*Carpinus betulus*), Stieleiche (*Quercus robur*), Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Hasel (*Corylus avellana*), Große Sternmiere (*Stellaria holostea*), Wald-Segge (*Carex sylvatica*), Zittergras-Segge, „Seegrass“ (*Carex brizoides*), Kleine Goldnessel (*Lamium galeobdolon*), Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*), Wald-Knäuelgras (*Dactylis polygama*), Erdbeer-Fingerkraut (*Potentilla sterilis*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Auf grundwassernahen Standorten stellen Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder sehr naturnahe Lebensräume dar, die vielen bedrohten Tierarten einen Lebensraum bieten. So ist der Heldbock (*Cerambyx cerdo*) auf das Vorhandensein alter Eichen angewiesen. Auch der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) findet in Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwäldern günstige Lebensbedingungen. Beide Käfer sind in der FFH-Richtlinie als besonders schützenswert aufgeführt. Oft verdanken die heutigen Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder ihre Entstehung der jahrhundertelangen Bewirtschaftung als Mittelwälder, in der man die Eichen als Bauholz alt werden ließ und die anderen Baumarten alle 15 bis 40 Jahre als Brennholz nutzte. Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder sind teilweise nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) oder § 30a Landeswaldgesetz geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Verbreitungsschwerpunkte der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder sind in Baden-Württemberg im Oberrheinischen Tiefland und auf den Neckar-Tauber-Gäuplatten. Sie fehlen in den Kernbereichen des Schwarzwaldes und auf der Schwäbischen Alb.

- 2012 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 3263 ha
- der überwiegende Teil der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Zwischen 1994 und 2012 waren Fläche und Verbreitungsgebiet der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder stabil. Die Qualität des LRT wird auf Grund von Beeinträchtigungen durch Wildschäden bzw. Entwässerung

von grundwassernahen Standorten als ungünstig angesehen. Die Zukunftsaussichten des Lebensraumtyps in Baden-Württemberg sind u.a. wegen der ungelösten Verbissproblematik und zunehmender Eichen-Schadgesellschaften als unbekannt einzustufen.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A RW: 1 Vorkommen mit 1 ha im Randbereich östlich des Wasserwerks (Flurabstand 0,5 bis 3 m) und 1 Vorkommen mit 4,3 ha im Süden des Wasserwerks (Flurabstand 1,5 bis 3 m).

Zone B: WWRW: 1 Vorkommen südwestlich von Elchesheim.

Zone C: Weitere Vorkommen in der Rheinaue und nördlich von Rastatt.

Grundwasserabhängigkeit

Der LRT ist typischerweise an grundwasserbeeinflusste, aber wechselfeuchte Standorte gebunden. Zeitweilige Vernässungen sollten sich mit Trockenphasen abwechseln. (vgl. auch Biotoptyp 65.10)

Gefährdungsursachen

- Nur auf nassen Standorten: Entwässerungen des Standortes
- zukünftige Gefährdungen: Beseitigung von Tot- und Altholz

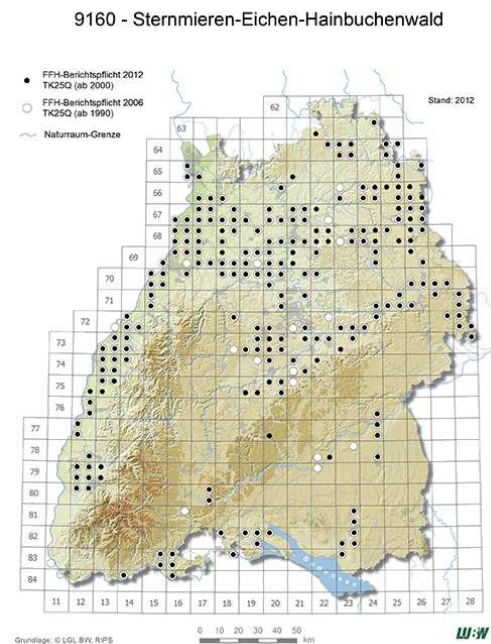
Schutzmaßnahmen

- Exemplarisch: Aufrechterhaltung / Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (Mittelwaldwirtschaft)
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze z.B. Hasel (*Corylus avellana*), Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*), Stieleiche (*Quercus robur*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Entwicklung mosaikartig verteilter unterschiedlicher Altersstadien
- Naturnahe Gestaltung bestehender Waldaußen- und Waldinnenränder

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Das Vorhandensein standorttypischer Laubwälder stellt einen wirksamen Schutz für das Grundwasser dar. Laubwälder haben gegenüber Nadelwäldern zusätzlich den Vorteil, dass sie weniger atmogene Schadstoffe aus der Luft käumen. Durch den Verzicht auf Kahlschläge wird das Risiko der Nitratfreisetzung und -auswaschung in das Grundwasser minimiert.

Konflikte können bei einer Steigerung der Grundwasserentnahme und dem damit verbundenen Verlust von Phasen der Vernässung entstehen. In der Folge bestehen Potentiale in einem dynamischen Wasserwerksbetrieb, in dem versucht wird den natürlichen Flutpuls mit seinen hohen Wasserständen aufrechtzuerhalten (Entnahmemanagement-Variante E1)



Im Hinblick auf das WSG-Management sind keine Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustandes vorhanden, da die Flächen ausschließlich der forstlichen Bewirtschaftung unterliegen. Wichtige Einflussfaktoren sind die Art des Holzeinschlags, die Alterstruktur der Bäume, der Anteil an Totholz, die Dichte von Habitatbäumen sowie ein Neophyten-Management.

[9190] Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Bei diesem LRT handelt es sich um naturnahe Birken-Stieleichenwälder (z.B. im Keuper-Sandstein) und Eichen-Mischwälder (vereinzelt mit Buche) auf Sandböden (z.B. auf Binnendünen, in Flugsandgebieten). Dieser Waldtyp ist in der Regel fast buchenfrei und relativ artenarm. Er kommt auf sauren, sehr nährstoffarmen Standorten vor.

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 9190 zugeordnet:

- Schlüsselzahl Waldbiotopkartierung (LUBW-Schlüssel)
- 04 (56.20) – Birken-Stieleichen-Wald mit Pfeifengras
- 03 (55.50) – Traubeneichen-Buchen-Wald

Kennzeichnende Pflanzenarten

Hänge-Birke (*Betula pendula*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Faulbaum (*Frangula alnus*), Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*), Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*), Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*), Wald-Geißblatt (*Lonicera periclymenum*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Naturnahe Birken-Stieleichenwälder und Buchen-Eichenmischwälder sind in Baden-Württemberg seltene, auf Sonderstandorte beschränkte Waldtypen. Die alten bodensauren Eichenwälder verdanken ihre Entstehung der Jahrhundertlang andauernden Nutzungsweise des Wald-Feldbaus. Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen sind nach § 30a Landeswaldgesetz geschützt.

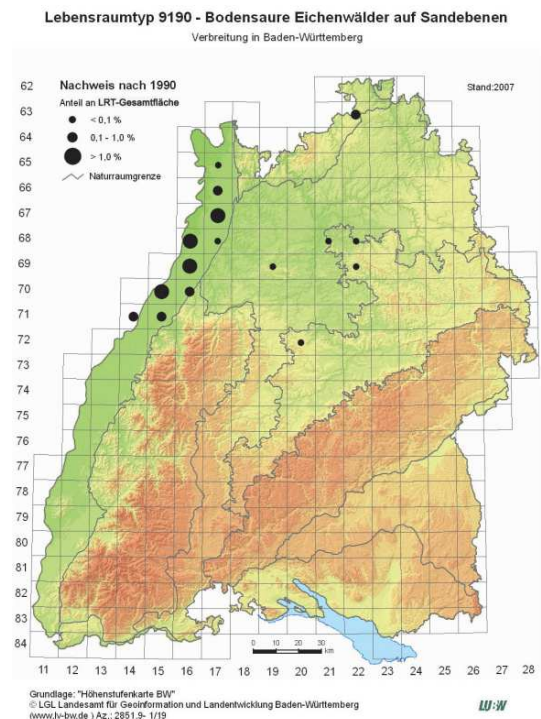
Verbreitung in Baden-Württemberg

Bodensaure Eichenwälder treten ausschließlich in den Naturräumen Hardtebenen und Neckar-Rheinebene auf. Birken-Stieleichenwälder kommen im Stromberg, im Schwäbisch-Fränkischen-Wald, im Odenwald und im Glemswald vor.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 273 ha
- der überwiegende Teil der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Fläche und Verbreitungsgebiet des LRT 9190 haben sich in den letzten Jahren nicht verändert. Die Zukunftsaussichten der Bo-



densauren Eichenwälder in Baden-Württemberg müssen aber auf Grund der Einwanderung neuer Arten (Neophyten), der Eutrophierung der Standorte und der natürlichen Entwicklungen (Sukzession hin zu Buchenwäldern) als unsicher eingestuft werden.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone A HW: „Die Eichenwälder des FFH-Gebiets 6916-342 stocken auf mäßig trockenen Standorten über anlehmigen Sanden oder über Kiessanden. In typischer Ausbildung handelt es sich um mäßig wüchsige, relativ lichte Bestände mit höheren Anteilen an Eichen und Hainbuche. Anspruchsvollere Arten hinsichtlich Basen- und Nährstoffversorgung fehlen. Der LRT 9190 umfasst nach den vorliegenden Daten rund 235 ha“ (ILN 2009), von denen 118 ha auf Zone A entfallen.

Zone A MW: 3 Vorkommen des LRTs mit 4,6 ha die im Managementplan 7016-341 beschrieben wurden und mit Flurabstände von > 4,5 m erwartungsgemäß nicht grundwasserbeeinflusst sind.

Zone B: Im Bewirtschaftungsgebiet des WWHW liegen zahlreiche Vorkommen mit 117 ha des LRT, im Wesentlichen außerhalb des WSG. Im Bewirtschaftungsgebiet des WWMW liegen 4 Vorkommen mit 4,7 ha.

Grundwasserabhängigkeit

Von Natur aus sind die bodensauren Eichenwälder der Sandebenen an sehr trockene Standorte gebunden, die keinen Anschluss an das Grundwasser erwarten lassen. Während bei der Waldkiefer von Durchwurzelungstiefen von bis zu 4 m ausgegangen wird, ist über die Durchwurzelungstiefe alter Eichen wenige bekannt, wobei oft von ähnlichen Dimensionen ausgegangen wird (MARTIN KURZ, Revierförster Wildpark mdl.). Die exemplarische Aufnahme des Wurzelprofils einer Alteiche im Hardtwald (vgl. Abbildung 0-2) ergab nur eine Durchwurzelungstiefe von 1,9 m (Wirsing 2014). Zuzüglich einer kapillaren Aufstiegszone von 0,6 m (kiesige Sande (Ad-hoc-AG Boden 2005)) errechnet sich der Grenzflurabstand unter dem kein Grundwasseranschluss besteht mit 2,5 m, wobei es für wahrscheinlich gehalten wird, dass die Wurzeln ggf. auch 0,5 m tiefer wurzeln können. Da es auf der Niederterrasse nordöstlich des KIT Campus Nord erst im Nordosten, deutlich außerhalb der Zone A, zu teilweisen Unterschreitungen eines Grenzflurabstand von 3 m kommt, ist zumindest für das Bewirtschaftungsgebiet nicht von einer Grundwasserabhängigkeit auszugehen.

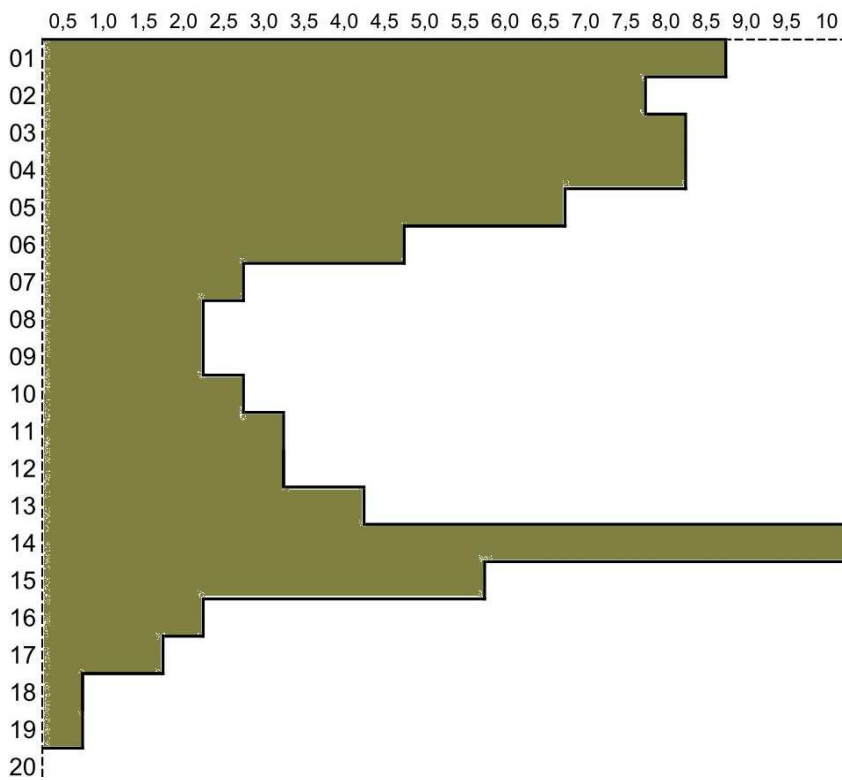
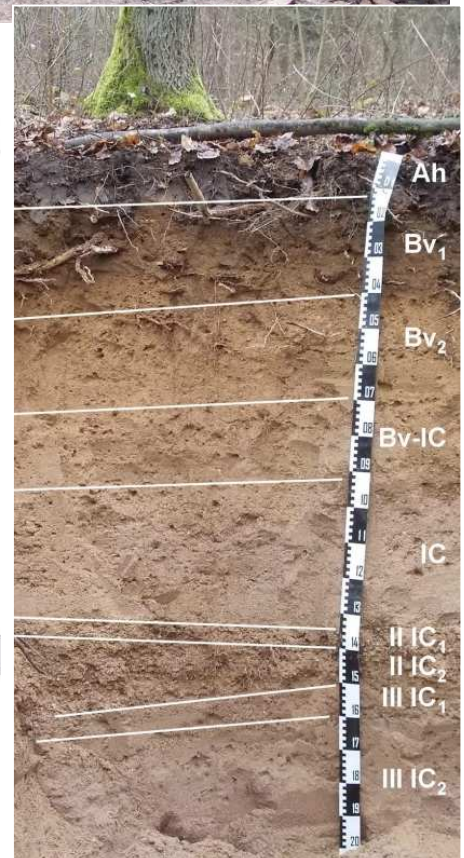


Abbildung 0-2: Angeschnittener Wurzelstock der untersuchten Traubeneiche im WSG Hardtwald (o.), anstehendes Bodenprofil einer Braunerde (u.r.) (GKK: ³⁴56 780 / ⁵⁴34 310) und das Ergebnis der Feinwurzelanzahl nach Tiefenstufe in Dezimetern (u.l.) (die Mittelwertbildung erfolgte über eine Breite von 4,8 m) (Wirsing 2014).

Gefährdungsursachen

- Bodenschutzkalkung natürlich saurer Standorte, soweit hierdurch die pH-Werte über den standorttypischen Bereich angehoben werden
- Eutrophierung mit Sukzession zu Buchenwäldern

Schutzmaßnahmen

- Exemplarisch: Einführung traditioneller Waldnutzungsformen (z.B. Mittelwaldwirtschaft, Streunutzung)
- Förderung der Eiche, da bodensaure Eichenwälder langfristig nur durch forstwirtschaftliche Maßnahmen als Eichen-dominierte Wälder zu erhalten sind
- Reduktion des Anteils an lebensraumtypfremden Gehölzen
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Naturnahe Gestaltung bestehender Waldaußen- und Waldinnenränder

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Das Vorhandensein standorttypischer Laubwälder stellt einen wirksamen Schutz für das Grundwasser dar. Laubwälder haben gegenüber Nadelwäldern zusätzlich den Vorteil, dass sie weniger atmogene Schadstoffe aus der Luft kämmen. Durch den Verzicht auf Kahlschläge wird das Risiko der Nitratfreisetzung und -auswaschung in das Grundwasser minimiert.

Da der Lebensraumtyp in der Regel nicht auf grundwasserbeeinflussten Standorten vorkommt und potentielle Vorkommen, die doch grundwasserbeeinflusst sein könnten, deutlich außerhalb der Zone A liegen, wird nicht von einer Beeinflussbarkeit des LRT im Rahmen eines Entnahmemanagements ausgegangen.

Weiterhin könnten für den Wald- und Trinkwasserschutz durchgeführte Bodenschutzkalkungen zu einer Beeinträchtigung des LRT führen. Da es sich aber nur um Kompensationskalkungen und nicht Kalkdüngungen handelt, die den pH-Wert in einen standortuntypischen neutralen bis alkalischen Bereich heben, dürfte auch zukünftigen Waldkalkungen nichts im Wege stehen.

Potentiale zur Verbesserung des Erhaltungszustandes von nicht an das Grundwasser angeschlossenen Beständen liegen im Bereich der forstlichen Bewirtschaftung und sind durch das WSG-Management der Stadtwerke nicht beeinflussbar. Wichtige Einflussfaktoren sind die Art des Holzeinschlags, die Alterstruktur der Bäume, der Anteil an Totholz, die Dichte von Habitatbäumen sowie ein Neophyten-Management.

[91E0*] Auenwälder mit Erle, Esche und Weide

Grundwasserabhängigkeit des Lebensraumtyps (LRT)	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Vorkommen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Dieser FFH-LRT fasst Erlen- und Eschenauenwälder entlang von Fließgewässern sowie z.T. auch quellige, durchsickerte Wälder in Tälern und an Hangfüßen zusammen. Gemeinsames Kennzeichen sind die durch periodische Überflutung geprägten Standortverhältnisse. Unterschieden werden folgende Ausprägungen:

- Grauerlen-Auenwälder: im Schwarzwald, im Alpenvorland auf kalkreichen Auenrohböden flussnaher Terrassen
- Hainmieren-Schwarzerlen-Bachwälder: schmale oft von Feuchtwiesen begrenzte „Galeriewälder“ an Ufern oder im Schwemmbereich schnell fließender Bäche im Bergland der Silikat-Mittelgebirge
- Traubenkirschen-Erlen-Eschenwälder: bilden z.T. großflächige Bestände in den Ebenen der Flussniederungen
- Eschenwälder der Bach- und Flussauen, nasser Senken mit langsam fließendem, hoch anstehendem Grundwasser sowie artenreiche Eschenwälder quelliger Standorte
- Weichholz-Auenwälder kommen in den regelmäßig und oft länger andauernd überfluteten Auen größerer Flüsse mit Baum-Weiden (v.a. Silberweide) vor

Biotoptypen Baden-Württemberg

Folgende Biotoptypen für die freie Landschaft, den besiedelten Bereich oder die Wälder, mit ihren Schlüsselnummern sind in Baden-Württemberg dem FFH-LRT 91E0 zugeordnet:

Schlüsselzahl Waldbiotopkartierung, LUBW-Schlüssel

- (42.40) – Uferweiden-Gebüsch (Auen-Gebüsch)
- 40 (52.31) – Hainmieren- Schwarzerlen-Auwald
- 42 (52.40) – Silberweiden-Auwald
- 43 (52.34) – Grauerlen-Auwald
- 46 (52.21) – Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald
- 47 (52.32) – Schwarzerlen-Eschen-Wald
- 66 (52.33) – Gehölzstreifen bachbegleitend (Galeriewald)

Kennzeichnende Pflanzenarten

Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Grauerle (*Alnus incana*), Esche (*Fraxinus excelsior*), Silberweide (*Salix alba*), Bruchweide (*Salix fragilis*), Schwarzpappel (*Populus nigra*), Gewöhnliche Traubenkirsche (*Prunus padus*), Rote Johannisbeere (*Ribes rubrum*), Hopfen (*Humulus lupulus*), Hainsternmiere (*Stellaria nemorum*), Dünährige Segge (*Carex strigosa*), Winkelsegge (*Carex remota*), Bitteres Schaumkraut (*Cardamine amara*), Hän-gesegge (*Carex pendula*), Waldengelwurz (*Angelica sylvestris*), Kohldistel (*Cirsium oleraceum*), Riesenschachtelhalm (*Equisetum telmateia*), Hain-Gilbweiderich (*Lysimachia nemorum*), Wechselblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium alternifolium*)

Bedeutung des Lebensraumtyps

Naturschutzfachlich bedeutend sind besonders die Auen- und Uferwälder auf Standorten mit weitgehend ungestörtem Wasserhaushalt. Da die Bestände natürlichen Veränderungen wie Erosion, Ablagerungen, Über-

flutungen, Grundwasserschwankungen ausgesetzt sind, haben sie auch für Pionierarten eine besondere Bedeutung. Die typische Strukturvielfalt und hohe Anzahl ökologischer Nischen der Auenwälder bietet einer Vielzahl z.T. seltener Tierarten Lebensraum. Einen wichtigen Beitrag liefern diese Wälder aufgrund ihrer bandartigen Struktur auch für die Biotopvernetzung zwischen entfernten Landschaftsräumen. Auenwälder mit Erle, Esche und Weide sind nach Landesnaturschutzgesetz (NatSchG) bzw. Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Auenwälder sind in mehr oder weniger ausgedehnten Beständen landesweit entlang der Fließgewässer verbreitet.

- 2007 gemeldete LRT-Gesamtfläche: 8843 ha
- weniger als die Hälfte der Bestände des LRT liegt in FFH-Gebieten

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Fläche und das Verbreitungsgebiet des LRT 91E0 hat sich in den letzten Jahren nicht verändert. Die Zukunftsaussichten des LRT in Baden-Württemberg sind dennoch unbekannt. Durch mögliche Änderungen des Wasserhaushalts, des Laufs und der Struktur von Fließgewässern, des erhöhten Stoffeintrags (Eutrophierung) und der Einwanderung neuer Arten (Neophyten) ist die Entwicklung des LRTs unsicher.

Vorkommen im Untersuchungsgebiet

Zone A WWDW: Kleinere an die Hydrologie der Alb gebundene

Vorkommen an der Albschlinge zwischen DB-Bahngleisen und Südtangente, 1 Vorkommen mit 1,1 ha am Waldrand östlich von Dammerstock (mittlere Flurabstände 0,5 bis 1,5 m).

Zone A WWRW: 3 kleinere Vorkommen am Alten Federbach (mittlere Flurabstände 0,5 bis 1,5 m), die in ihrer Hydrologie vorwiegend an den Oberflächenwasserständen hängen.

Zone B: WWDW: 1 kleineres Vorkommen am Erlachsee, WWMW: 2 kleinere Vorkommen im Tiefgestade nördlich und südlich von Mörsch, WWRW: mehrere verstreute Vorkommen.

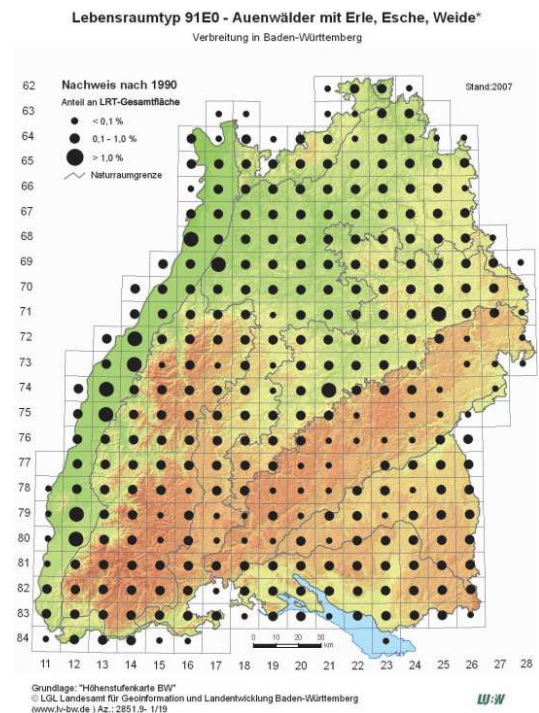
Zone C: Zahlreiche Vorkommen mit Schwerpunkten in der Rheinaue und entlang der Alb.

Grundwasserabhängigkeit

Diejenigen Bereiche des LRTs, die entlang der aktiven Rheinaue, entlang an den Rhein angeschlossener Altarme oder entlang der Alb aufstocken sind vom lokalen Grundwasserregime entkoppelt und somit nicht durch die Grundwasserabsenkungen beeinflussbar. Dies dürfte auch für das Vorkommen am Alten Federbach am Rande der Zone A (WWRW) gelten.

Das Vorkommen östlich von Dammerstock ist alleine durch die Wasserstandsschwankungen des Grundwassers beeinflusst.

Der LRT ist bereits über die zugeordneten grundwasserabhängigen Biotoptypen bewertet.



Gefährdungsursachen

- Befahren der Flächen außerhalb der Feinerschließung
- Jede Form der Entwässerung (auch im Umfeld); Veränderungen des standorttypischen Wasserregimes (Dammbauten, Querverbaue, Vertiefungen, Begradigungen bestehender Gewässer, Ufersicherungen)
- Freizeitaktivitäten
- Einwanderung neuer Arten

Schutzmaßnahmen

- Aufrechterhaltung des seitherigen Wasserregimes
- Reduktion des Anteils an lebensraumtypfremden Gehölzen
- Förderung lebensraumtypischer Gehölze
- Zulassen von Fließgewässer- und Hochwasserdynamik (z.B. durch Rückbau von Dammbauten, Bach- und Flussbegradigungen)
- Förderung von liegendem und stehendem Totholz
- Exemplarisch: Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen (z.B. Niederwaldnutzung bei Erlenwäldern ("auf den Stock setzen", "Faschinenwald"))

Konflikte und Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management

Konfliktpotential besteht hinsichtlich des Managements der Grundwasserstände. Für Bereiche, in denen der LRT vorkommt, gilt ganz generell, dass eine permanente Grundwasserabsenkung zu einer negativen Beeinträchtigung des LRT führt. Für Vorkommen, die durch die Wasserstände von Oberflächengewässern geprägt werden, gilt dies nicht, sofern die Oberflächengewässer nicht durch die Grundwasserentnahme beeinträchtigt werden.

Potentiale ergeben sich für das Vorkommen östlich von Dammerstock (Zone A WWDW), das ausschließlich durch die Wasserstandsschwankungen des Grundwassers geprägt wird. Phasen hoher Grundwasserstände könnten in diesem Bereich verstärkt werden, wobei dies in der Regel wegen hervorgerufener mikrobieller Befunde unerwünscht ist (aus diesem Grund wird der Fautenbruch auch durch angelegte Gräben entwässert). Langfristig wird sich die Situation mit der Aufgabe des WWDW verbessern.







Anhang C – Beschreibung naturschutz- und gebietsrelevanter Arten

Die im Folgenden kurz vorgestellten Arten sind geschützt als Anhang II-Arten der FFH-Richtlinie, streng geschützte Amphibien- und Reptilienarten nach Anlage 1 Spalte 3 der BArtSchV oder Anhang I- und Artikel 4 (2)-Arten der Vogelschutzrichtlinie. Sie weisen eine Grundwasserabhängigkeit auf, kommen im Untersuchungsgebiet vor und gingen in der Folge in die hydroökologische Vulnerabilitätsbewertung ein.

Die Arten-Steckbriefe wurden größtenteils von der LUBW¹⁷ erstellt. Die Unterkapitel „Grundwasserabhängigkeit“, „Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet“ sowie „Konflikte und Potentiale im Entnahme- und WSG-Management“ wurden ergänzt. Die Daten zur Rasterfrequenz (R_{GF} -Wert) sowie zur Häufigkeit (R_F -Wert) (vgl. Kap. 6.3) sind aus den Grundlagenwerken für Baden-Württemberg entnommen oder abgeleitet, sofern sie nicht über die LUBW¹ in aktuellerer Form vorlagen. Für die Arten-Steckbriefe der Vögel gilt selbiges, wobei diese aus (MLR 2014) übernommen sind.

Der Artwert *SV* (*species value*) = hydrolog. Vulnerabilität, vgl. Kap. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) wurde je nach Grundwasserflurabstand durch Multiplikation mit dem Faktor *GWI* (groundwaterimpact, 0...1) abgewertet.

Legende

Grundwasserabhängigkeit Biotop / Lebensraumtyp / Artvorkommen	
	0 – Nicht vorhanden: Vorkommen ist vollständig unabhängig von der Höhe des GWS
	1 – Gering: Vorkommen ist schwach oder indirekt von der Höhe des GWS abhängig
	2 – Mittel: Vorkommen ist mittel oder indirekt stark von der Höhe des GWS abhängig
	3 – Hoch: Vorkommen ist stark oder indirekt sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	4 – Sehr hoch: Vorkommen ist direkt und sehr stark von der Höhe des GWS abhängig
	0 – 4: Je nach Standort nicht vorhanden bis sehr hoch (Beispiel)

Lokales Potential zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Biotope / Artpopulation im Rahmen des Entnahme- oder WSG-Managements in der Zone A
0 – Nicht vorhanden: Vorkommen sind nicht durch Aktivitäten der Wasserwirtschaft beeinflussbar
1 – Gering: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen in geringem Maße förderbar
2 – Mittel: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen förderbar
3 – Hoch: Vorkommen durch Biotopschutz- / Artenhilfsmaßnahmen stark förderbar

¹⁷ <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/49017/> (28.11.2017)

[1014] Schmale Windelschnecke (*Vertigo angustior*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / LUBW (2017) / LUBW (2008, p.104)

Die Schmale Windelschnecke besitzt ein links gewundenes, rötlichbraunes Gehäuse. Der letzte der fünf gewölbten Umgänge ist seitlich zusammengedrückt, so dass das Gehäuse spindelförmig wirkt. Im Bereich der Gehäuseöffnung, der Mündung, befindet sich meist nur ein sogenannter Zahn, der aber auch fehlen kann. [1]



Abbildung A-1: Schmale Windelschnecke Foto: Klemm [1]

Lebensraum & Lebensweise

Die Schmale Windelschnecke lebt in nassen, nährstoffarmen Wiesen, entlang kleiner Wasserläufe oder in feuchtem Moos. Sie kommt auch in Feuchtgebieten, wie Mooren, Röhrichten und Seggenrieden vor. [1]

Die Schmale Windelschnecke ist ein Zwitter mit der Fähigkeit zur Selbstbefruchtung. Daneben tritt aber auch wechselseitige Befruchtung auf. Die Fortpflanzungsphase erstreckt sich von März bis Juni. Es werden nur wenige Eier abgelegt, nach knapp zwei Wochen schlüpfen die Jungschnecken, die innerhalb eines Jahres fortpflanzungsfähig sind. Die Art ernährt sich vermutlich von Detritus und zerfallenem organischen Material. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg liegen aus allen Hauptnaturräumen zerstreute Funde vor. Der aktuelle Verbreitungsschwerpunkt liegt jedoch im voralpinen Hügel- und Moorland. Die Art ist auf 79 von 1161 (7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Die Artfundhäufigkeit gilt als mäßig häufig (30 bis 60 Nachweise / UTM10-Gitter) [3], weshalb R_F mit 5 festgelegt wird und der Gesamtbestand für Baden-Württemberg mit 2500 Vorkommen (Rasterquadranten*Artfundhäufigkeit) berechnet wird.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

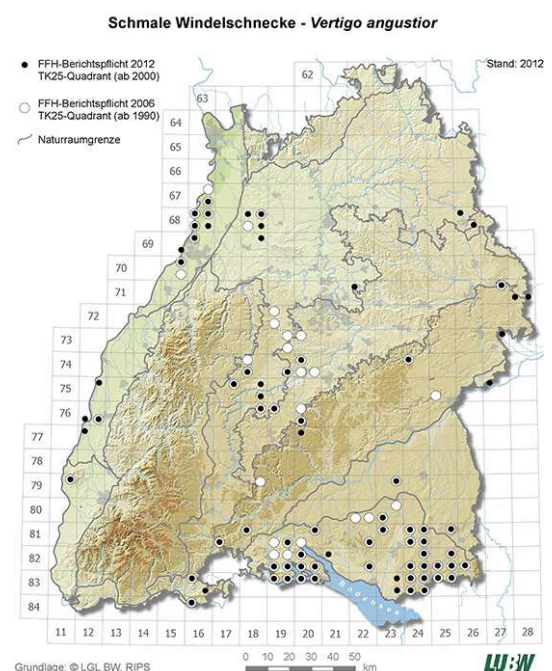
Die meisten Vorkommen wurden erst in den letzten sechs Jahren durch systematische Erhebungen in potenziell geeigneten Lebensräumen entdeckt. Der Bestand wird derzeit als stabil eingeschätzt. Vorkommen im Bereich von Streu- und Nasswiesen basenreicher Standorte sind abhängig von regelmäßiger Biotoppflege.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Es liegen 26 Fundorte aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A & B: -

Zone C: Nachweise in der Rheinaue (v.a. nahe der Gestadekante) in der Fritschlach und in der Neureuter Niederung (und nördlich).



Grundwasserabhängigkeit

Die Art ist sehr stark vom Vorhandensein von Feucht- und Nasswiesen abhängig, deren Vorkommen im Untersuchungsgebiet in der Regel vom Grundwasserstand abhängt. Hierdurch ergibt sich eine starke Grundwasserabhängigkeit. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 250 cm angesetzt.

Die Art zeigt eine Präferenz für lichte, kurzrasige, nasse bis wechselfeuchte Vegetationsbestände auf kalkhaltigem Untergrund. Bevorzugte Lebensräume sind Kleinseggenriede, Pfeifengraswiesen und Nasswiesen.

Gefährdungsursachen [1]

- Nutzungsaufgabe extensiv genutzter Feucht- und Nasswiesen
- Störungen des Wasserhaushalts (Eutrophierung, Aufkommen von Neophyten)

Schutzmaßnahmen [1]

- Entfernen von Gehölzaufwuchs
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Wiedereinführung der traditionellen Streu- und Feuchtwiesennutzung
- Renaturierung des Wasserhaushalts

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konflikte bestehen.

Da die Art grundsätzlich die selben Standorte wie ihre Schwesterart besiedeln kann, kann ein auf den Erhalt der Feuchtwiesen abgestimmtes Entnahmemanagement im Rheinwald einen Beitrag zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Art leisten. Ihre Toleranz gegenüber wechselfeuchter Vegetationsbestände steht nicht im Widerspruch mit der Entnahmemanagement-Maßnahme E1.

Im Rahmen des Grünflächenmanagement sind seitens der Wasserwerke weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

[1016] Bauchige Windelschnecke (*Vertigo moulinsiana*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / LUBW (2017) / LUBW (2008, p.102)

Die Bauchige Windelschnecke besitzt ein gelblich bis rötlich-braun gefärbtes, mehr oder weniger glänzendes Gehäuse. Es weist fünf bauchige Umgänge auf, von denen das letzte stark erweitert ist und fast 2/3 der Gehäusehöhe ausmacht. Nahe der Gehäuseöffnung, in der Mündung, befinden sich vier bis acht, selten neun Zähne. [1]



Abbildung A-2: Bauchige Windelschnecke Foto: Klemm [1]

Lebensraum & Lebensweise

Die Bauchige Windelschnecke besiedelt kalkreiche Moore und Sümpfe. Aktuelle Funde stammen aus Schilfröhrichten, Großseggenrieden und Pfeifengraswiesen. Die Art erträgt ein gewisses Maß an Beschattung und kommt in geringer Dichte auch an Feuchtwaldstandorten bzw. in Feuchtstandorten innerhalb des Waldes vor. [1]

Die Bauchige Windelschnecke ist nachtaktiv und hält sich tagsüber mit Hilfe ihres klebrigen Schleims vor allem auf hoher Vegetation, seltener in der Streu auf. Als typischer Weidegänger ernährt sie sich von Pilzen, die auf Gräsern schmarotzen. Die Tiere sind Zwitter, können sich aber auch selbst befruchten. Die Fortpflanzungszeit reicht von Mai bis August, unter günstigen Bedingungen bis in den Herbst hinein. Die jungen Schnecken erreichen innerhalb eines Jahres die Fortpflanzungsfähigkeit. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg liegen die Verbreitungsschwerpunkte in der Oberrheinebene, im Hegau und im voralpinen Hügel- und Moorland. Die Art ist auf 47 von 1161 (4 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Die Artfundhäufigkeit gilt als selten (15 bis 30 Nachweise / UTM10-Gitter) [3], weshalb R_F mit 7 festgelegt wird und der Gesamtbestand für Baden-Württemberg mit 750 Vorkommen (Rasterquadranten*Artfundhäufigkeit) berechnet wird.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

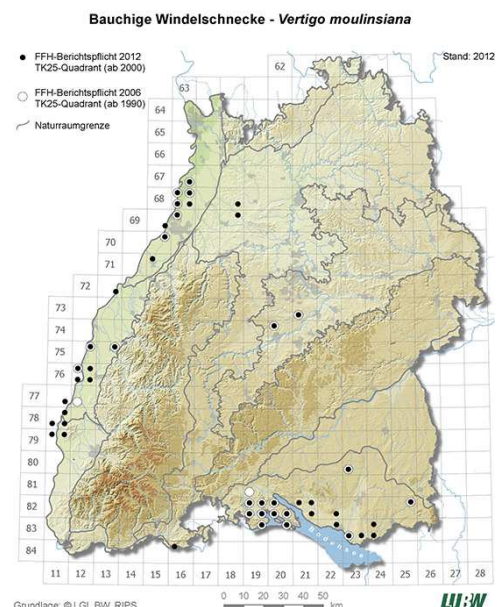
Die meisten Vorkommen wurden erst in den letzten Jahren durch systematische Erhebungen in potenziell geeigneten Lebensräumen entdeckt. Der Bestand wird derzeit als stabil eingeschätzt. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [2]

Es liegen 61 Fundorte aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A: -

Zone B: 1 Fundort am Federbach bei Würmersheim



Zone C: Zahlreiche Nachweise im rheinnahen Tiefgestade (Schwerpunkt in feuchten Wäldern) sowie zwischen Ötigheim und Rastatt

Grundwasserabhängigkeit

Die Art ist sehr stark vom Vorhandensein von Feuchtwiesen abhängig, deren Vorkommen im Untersuchungsgebiet in der Regel vom Grundwasserstand abhängt. Hierdurch ergibt sich eine starke Grundwasserabhängigkeit. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 250 cm angesetzt.

Als Biotop werden dauernasse Röhrichte und Großseggenbestände genannt [3], so dass die Art vermutlich keine Präferenz für stark wechselfeuchte Standorte hat und mit der Überbrückung atypischer Trockenperioden möglicherweise Schwierigkeiten hat. Hierzu wären weitere Forschungsergebnisse von Wichtigkeit.

Gefährdungsursachen [1]

- Beseitigung oder Reduzierung senkrechter Pflanzenstängel und deren Blätter (Aufenthaltsorte der Schnecken) durch intensive Beweidung oder Mahd im Zeitraum zwischen Frühjahr und Herbst
- Trockenlegung

Schutzmaßnahmen [1]

- Streuwiesennutzung alle 1 oder 2 Jahre
- Aufrechterhaltung eines hohen Wasserstands
- ggf. Entfernen von Gehölzaufwuchs
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Wiedereinführung der traditionellen Streu- und Feuchtwiesennutzung
- Renaturierung des Wasserhaushalts

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konflikte bestehen.

Da die Art grundsätzlich die selben Standorte wie ihre Schwesterart besiedeln kann, kann ein auf den Erhalt der Feuchtwiesen abgestimmtes Entnahmemanagement im Rheinwald einen Beitrag zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Art leisten.

Im Rahmen des Grünflächenmanagement sind seitens der Wasserwerke weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

[1032] Kleine Flussmuschel (*Unio crassus*) – Synergieart Natur- und Trinkwasserschutz

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / LUBW (2017) / LUBW (2008, p.142)

Die Kleine Flussmuschel oder Bachmuschel besitzt eine elliptische bis eiförmige Schale, deren dicksten und höchsten Stellen hinter dem sogenannten Wirbel liegen. Dieser Wirbel ist eine Schalenaufwölbung oberhalb des Schlossbands, das die beiden Schalenhälften zusammenhält. Er ist zugleich der älteste Teil der Muschel, von dem aus das Schalenwachstum in konzentrischen Ringen erfolgt, ähnlich den Jahresringen der Bäume. Der Hauptzahn, der für den Schalenzusammenhalt sorgt, ist steil kegelförmig und spitz, was die Art von anderen *Unio*-Arten unterscheidet. [1]



Abbildung A-3: Kleine Flussmuschel
Foto: Nagel / Archiv LUBW]

Lebensraum & Lebensweise

Die Kleine Flussmuschel besiedelt vor allem saubere, sauerstoffreiche Fließgewässer, die eine mäßige bis starke Strömung aufweisen, und kommt nur ausnahmsweise auch in sauberen Seen vor. Da der Fortpflanzungserfolg bei Nitratgehalten über 10 mg/l deutlich abnimmt, ist die Art auf unbelastete Gewässer angewiesen. Zusätzlich muss ein ausreichend großer Wirtsfischbestand im Gewässer vorhanden sein. [1]

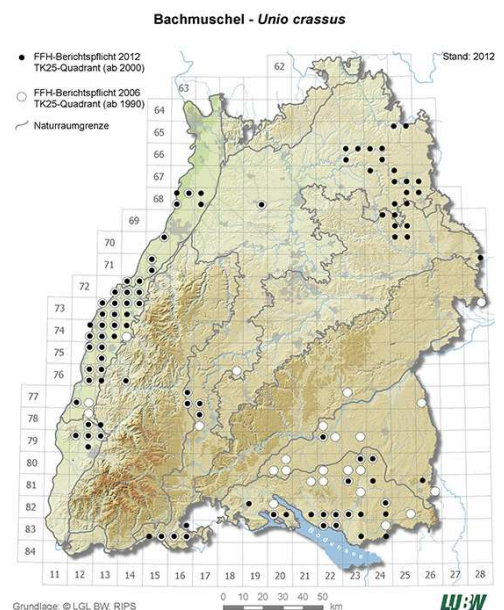
Die Art lebt halb eingegraben in sandigen bis kiesigen Bereichen und filtert ihre Nahrung mit den Kiemen aus dem Atemwasser. Im Gegensatz zu anderen heimischen Großmuscheln ist die Bachmuschel streng getrenntgeschlechtlich. Die Weibchen nehmen die von den Männchen ins Wasser abgegebenen Spermien mit dem Atemwasser auf. In sogenannten Bruttaschen der äußeren Kiemen, entwickeln sich innerhalb von 3 bis 6 Wochen die Muschellarven, die dann von den Weibchen ins Wasser ausgestoßen werden. Danach schmarotzen die Larven, Glochidien genannt, einige Wochen an den Kiemen bestimmter Wirtsfischarten (Groppe, Elritze, Döbel und andere). Nach der Umwandlung zur Jungmuschel leben sie in sandigem bis feinkiesigem Substrat. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In BaWü liegen die Verbreitungsschwerpunkte in der mittleren Oberrheinebene sowie im Alpenvorland. Es gibt die Unterarten: *Unio crassus nanus* im Rhein- und *Unio crassus cytherea* im Donaueinzugsgebiet.

Die Art ist auf 97 von 1161 (8 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Die Artfundhäufigkeit gilt als mäßig häufig (30 bis 60 Nachweise / UTM10-Gitter) [3], weshalb R_H mit 5 festgelegt wird und der Gesamtbestand für Baden-Württemberg mit 3000 Vorkommen (Rasterquadranten*Artfundhäufigkeit) abgeschätzt wird.



Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Noch zu Beginn des 20. Jhd. war die Art eine der häufigsten Flussmuscheln, ging aber in ihrem Vorkommen bis heute stark zurück und bildet teilweise nur noch dünne, überalterte Restbestände. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [2]

Es liegen 9 Fundmeldungen aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A und B: Keine – Alb, Erlengraben und Pfinz stellen potentielle Lebensräume dar

Zone C: 1 Nachweis Alter Hafen (nahe Fähranleger Leopoldshafen), 8 Flößerbach parallel der Murg

Grundwasserabhängigkeit

Die Art benötigt mäßig bis schnell strömende Gewässer mit sandig bis kiesigem Substrat [1]. Diese Gewässer sind in der Regel nicht oder nur unwesentlich vom lokalen Grundwasserhaushalt beeinflusst. FA_z wurde mit 0, FA_o mit 100 cm angesetzt, wodurch für exfiltrierende Oberflächengewässer, die bereits im Ist-Zustand über größere Grundwasserflurabstände verfügen, ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen wird.

Die Art benötigt Nitratkonzentrationen unter 10 mg/l. Nitratarmes Grund- und Oberflächenwasser ist auch für die Trinkwassergewinnung sehr wichtig. Sie kann damit als ausgesprochene Synergieart aus Natur- und Trinkwasserschutz gewertet werden.

Gefährdungsursachen [1]

- Beseitigung oder Reduzierung senkrechter Pflanzenstängel und deren Blätter (Aufenthaltsorte der Schnecken) durch intensive Beweidung oder Mahd zwischen Frühjahr und Herbst
- Trockenlegung

Schutzmaßnahmen [1]

- Streuwiesennutzung alle 1 oder 2 Jahre
- Aufrechterhaltung eines hohen Wasserstands
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen
- Wiedereinführung der traditionellen Streu- und Feuchtwiesennutzung
- Renaturierung des Wasserhaushalts

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konflikte und Potentiale bestehen.

Gewässerschutzmaßnahmen wie die Anlage von Gewässerrandstreifen oder Flächenextensivierungen reduzieren den Nitratreintrag ins Oberflächengewässer und (aus diesen) ins Grundwasser. Im Albatal sowie entlang der Pfinz leistet die Umsetzung dieser Gewässer- u. Naturschutzmaßnahmen auch einen Beitrag zum Trinkwasserschutz in den Zustromgebieten der Stadtwerke Karlsruhe.

[1037] Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Sternberg & Buchwald (1999) / [3] Hunger (2004)

Die Grüne Flussjungfer zeichnet sich dadurch aus, dass Augen, Kopf und Brust auffallend grasgrün gefärbt sind. Der Hinterleib ist größtenteils schwarz-gelb gezeichnet. Beim Männchen ist das Hinterleibende deutlich keilförmig verbreitert, beim Weibchen dagegen nicht. Alle Flussjungfer-Arten unterscheiden sich von anderen Großlibellen dadurch, dass ihre Augen deutlich voneinander getrennt liegen. [1]



Abbildung A-4: Grüne Flussjungfer

Foto: Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Die Art bewohnt Fließgewässer mit sandig-kiesig-steinigem Grund. Verschlammte Gewässerabschnitte werden gemieden. Es werden sowohl schmale Bäche als auch breite Ströme besiedelt. Meist sind die Ufer der besiedelten Gewässer von Gehölzen gesäumt, doch müssen auch besonnte Gewässerabschnitte vorhanden sein. [1]

Die Larven leben eingegraben im Sediment von Fließgewässern und ernähren sich von Zuckmückenlarven, Bachflohkrebsen und anderen aquatischen Wirbellosen. Die erwachsenen Libellen halten sich oft abseits des Gewässers auf Waldlichtungen, sandigen Waldwegen, Wiesenbrachen und ungemähten Wiesen auf. An sonnigen, warmen Tagen kommen die Männchen ans Gewässer, um an besonnten Uferabschnitten auf Weibchen zu warten oder an breiteren Gewässern über der Gewässermite zu patrouillieren. Die Weibchen halten sich nur für kurze Zeit zur Paarung oder zur Eiablage am Gewässer auf. In der Ufervegetation pressen sie einen blassorangefarbenen Eiklumpen aus, der dann anschließend im Flug an der Wasseroberfläche abgestreift wird. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Das Verbreitungsgebiet der Grünen Flussjungfer erstreckt sich vom mittleren Frankreich im Westen bis Kasachstan im Osten. Den Südrand der europäischen Verbreitung bilden Vorkommen in der Poebene und in Nordgriechenland, die nördlichsten Vorkommen liegen am Polarkreis in Schweden und Finnland. In Deutschland gibt es vier Verbreitungsschwerpunkte: Lüneburger Heide und angrenzende Gebiete, die großen Flüsse Ostdeutschlands (Oder, Neiße, Spree, Elbe) mit ihren Nebenflüssen, weite Teile Bayerns sowie Hochrhein und Oberrheinebene. In Baden-Württemberg ist die Art entlang des Rheins zu finden, jedoch nur in geringer Dichte. Größere Vorkommen existieren an Bächen und kleinen Flüssen der nördlichen Oberrheinebene. Kleinere Vorkommen befinden sich an den Flüssen Jagst, Kocher, Enz, Riß, Schussen, Argen sowie an Bächen und kleinen Flüssen der mittleren Oberrheinebene und an der Donau im Bereich Ulms. [1]

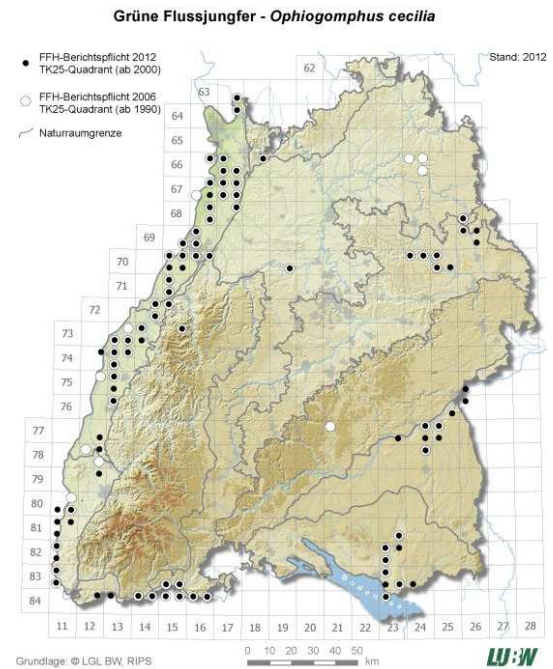
Die Art ist auf 93 von 1161 (8 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. Die Alb bei Karlsruhe gilt als das bedeutendste Vorkommen in Baden-Württemberg [3]. Zur Anzahl der Vorkommen liegen keine aktuellen Daten vor.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Ab Mitte der 1960er Jahre bis zur Wiederentdeckung im Jahre 1988 galt die Grüne Flussjungfer in Baden-Württemberg als verschollen. Im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte konnten immer mehr Vorkommen der Art nachgewiesen werden. Ob sich die Art zurzeit tatsächlich in Ausbreitung befindet oder ob sie vielerorts bisher einfach nur übersehen worden ist, kann nicht eindeutig geklärt werden. Die meisten Vorkommen im Land scheinen stabil zu sein. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3+4]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets sind 28 Artenfundpunkte bekannt, von denen 27 entlang der Uferbereiche des Rheins liegen. Entlang der Alb ist die Art aber entlang des gesamten Gewässers in hohen Abundanzen anzutreffen (vgl. [3]).



Zone A: WWDW an der Alb 1 Nachweis

Zone B: WWDW entlang der Alb Lebensstätte.

Zone C: 27 Nachweise entlang des Rheins, ansonsten entlang der gesamten Alb im Oberrheingraben bodenständig.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art besiedelt stark strömende Fließgewässer mit sandigem bis kiesigem Grund. Die Wasserführung dieser Fließgewässer wird im Bewirtschaftungsgebiet von ihren Einzugsgebieten geprägt und nur marginal von den Grundwasserständen im Bewirtschaftungsgebiet. Daher ergibt sich keine Grundwasserabhängigkeit der Art.

Gefährdungsursachen [1]

- Verringerung der Fließgewässerdynamik durch Aufstauungen
- Zerstörung natürlicher Gewässer- und Uferstrukturen durch Kanalisierung, Uferbefestigung etc.
- Gewässerverschmutzung

Schutzmaßnahmen [1]

- Erhaltung von Grünland im Randbereich der Gewässer
- Förderung der Fließgewässerdynamik (z.B. durch Rückbau von Uferbefestigungen, Sohlabstürzen), Erhaltung und Rückgewinnung von Retentionsflächen
- Renaturierungsmaßnahmen zur Schaffung frei fließender, strukturreicher Gewässerstrecken
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Weder im Entnahme-Management noch im Grünflächenmanagement sind Konflikte oder Potentiale vorhanden.

[1044] Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Sternberg & Buchwald (1999, p.255ff) / [3] LUBW (2017) / [4] Schiel et al. (2016)

Die Helm-Azurjungfer gehört zur Familie der Schlanklibellen. Das Männchen ist azurblau gefärbt. Die Hinterleibsegmente tragen eine schwarze Zeichnung, wobei das Muster auf dem zweiten Segment an einen germanischen Hörnerhelm erinnert. Die Weibchen treten in zwei Farbformen auf, in einer häufigeren gelbgrünen und einer selteneren blauen. Innerhalb Deutschlands verfügt Baden-Württemberg über die meisten Vorkommen dieser Art, weshalb dem Land eine besondere Verantwortung für den Arterhalt zukommt. [1]



Abbildung A-5: Helmazurjungfer
Foto: Kunz / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Die Art besiedelt gut besonnte, quell- oder grundwasserbeeinflusste Bäche und Gräben mit krautiger Vegetation. Außerdem tritt sie in Rinnsalen von Kalkquellmooren auf. Typische Fortpflanzungsgewässer sind sehr schmal, sehr flach und häufig durch eine geringe Fließgeschwindigkeit gekennzeichnet. [1]

Die Flugzeit der Imagines beginnt je nach Naturraum und Höhenlage, Wassertemperatur und Witterung zwischen Mitte Mai und Mitte Juni und endet spätestens Mitte August bis Anfang September. Bei der Eiablage werden die Eier in Wasserpflanzenteile – meist unter Wasser – gestochen. Beide Geschlechtspartner sind dabei verbunden (Tandemstellung), manchmal legen die Weibchen aber auch einzeln ab. Die Entwicklungsdauer der Larven beträgt ein bis zwei Jahre. Die Ausbreitungstendenz der Helm-Azurjungfer ist recht gering, sie entfernen sich meist nur wenige Hundert Meter vom besiedelten Gewässer. Schon größere Waldgebiete können eine Barriere darstellen. [1]

Rund um die Gewässer wird ein Bereich von 100 m als Nahrungsraum gebuffert.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Ihren eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt in Baden-Württemberg besitzt die Helm-Azurjungfer im südlichen und mittleren Oberrheingebiet, wobei die Art über die Flusstäler von Elz und Kinzig bis in den Schwarzwald vordringt. Weitere Vorkommen gibt es am Hochrhein sowie im Alpenvorland und an der Donau bei Ulm. [1]

Die Art ist auf 39 von 2900 (18 %, $R_{GF} = 9$) UTM10-Rasterquadranten verbreitet. [2] stellen mit 156 Vorkommen in Baden-Württemberg die Bedeutung der Vorkommen in Baden-Württemberg als Verbreitungszentrum heraus ($R_F = 7$).

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Bestände der Art sind weitgehend stabil, wenn sie weiterhin durch das Artenschutzprogramm geschützt werden. [1]

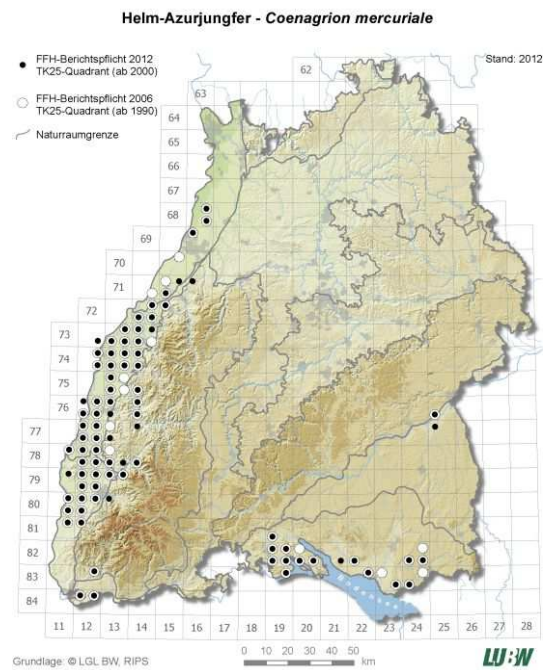
Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3+4]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets sind Vorkommen bekannt, in denen in Einzeljahren mehrere Hundert Tiere aktiv sein können.

Zone A: -

Zone B: 1 Vorkommen mit mehreren Teilgewässern randlich im Südosten des WWMW.

Zone C: 1 Vorkommen (2 Gewässer) zwischen Bruchhausen und Ettlingenweiher (nahe Zone B), 6 Kleingewässer in der Kinzig-Murg-Rinne westlich von Oberweiher, 1 ausgedehntes Vorkommen entlang von Gräben im Süden der Stadt Rastatt.



Grundwasserabhängigkeit

Die Art besiedelt kleine Gräben und Fließgewässer, die innerhalb der Rheinaue und Kinzig-Murg-Rinne direkt vom Grundwasser beeinflusst werden. Je nach Sohllage des Fließgewässers im Verhältnis zum Grundwasserspiegel wird von einer mittleren bis sehr hohen Grundwasserabhängigkeit ausgegangen. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Wegen der sehr hohen Wertigkeit der Art gibt [4] auch für sehr geringe Grundwasserabsenkungen < 10 cm noch ein mittleres Konfliktpotential an.

Gefährdungsursachen [1]

- Totalräumung von Gräben
- Aufgabe der Pflege v. Wiesengräben, was zum Zuwachsen schmaler Gewässer führen kann
- Anpflanzen von beschattenden Bäumen am Ufer von Wiesengräben
- Eintrag von Nähr- und Schadstoffen

Schutzmaßnahmen [1]

- Pflege und Unterhaltung der Gräben (Entkrautung, Böschungsmahd, Räumung)
- Erhaltung von Grünland im Randbereich der Gewässer
- Umwandlung von Ackerflächen in Grünland in der Umgebung der Vorkommen
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr- und Schadstoffeinträgen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Weder im Entnahme-Management noch im Grünflächenmanagement sind Konflikte oder Potentiale vorhanden.

[1059] Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Ebert & Rennwald (1991, p.301ff) / [3] LUBW (2017)

Der Helle Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling wird auch Großer Moorbläuling genannt. Kennzeichnend sind seine silbrig hellblau gefärbten Flügeloberseiten mit einer Reihe zarter, schwarzer Punkte. Die Unterseite weist eine sehr hell graubraune Färbung mit hellblauer Bestäubung am Flügelansatz sowie zwei, die Art kennzeichnende Augenreihen. Die Art kommt nur dort vor, wo ihre Nahrungspflanze, der Große Wiesenknopf, wächst. [1]



Abbildung A-6: Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling Foto: Waitzmann / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Helle Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling besiedelt meist gemeinsam mit dem Dunklen Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling nicht zu stark gedüngte, feuchte Mähwiesen, Grabenränder und junge Stadien von Feuchtwiesenbrachen mit reichen Beständen des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*). [1]

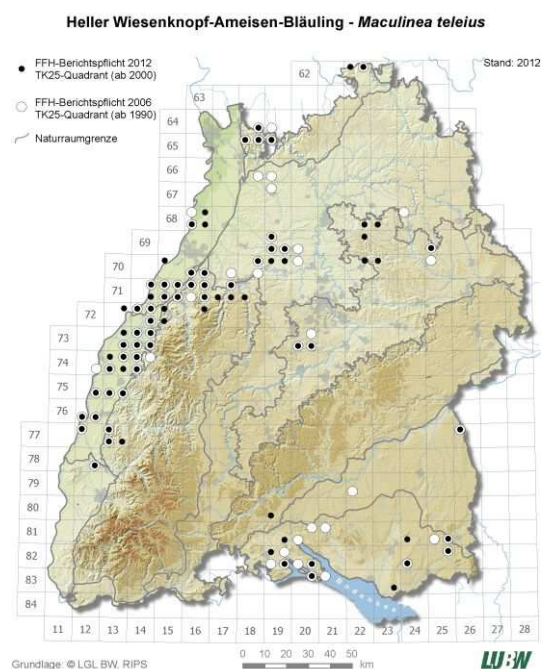
Mittels einer Legeröhre versenken die Weibchen des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings ihre Eier einzeln in die noch nicht blühenden, grünen Blütenköpfchen des Großen Wiesenknopfs. Etwa nach einer Woche schlüpfen die Raupen und fressen zunächst am Blütenköpfchen. Im Gegensatz zum Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling kann sich beim Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling nur eine Larve pro Köpfchen entwickeln. Drei bis vier Wochen nach der Eiablage lassen sich die Raupen fallen und von Ameisen in deren Nester tragen, wo sie sich von der Ameisenbrut ernähren. Vorwiegend wird die Trockenrasen-Knotenameise (*Myrmica scabrinodis*) als Wirt genutzt, z.T. werden Raupen aber auch in Nestern von *Myrmica rubra* gefunden. Pro Nest kann sich nur eine Bläulings-Raupe weiterentwickeln. Im Frühsommer verpuppen sie sich und ab Ende Juni erscheinen die Falter, die sich vor allem vom Nektar des Großen Wiesenknopfs ernähren. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg tritt die Art hauptsächlich in der mittleren Oberrheinebene, im Odenwald, in Teilen des Kraichgaus und mit wenigen Vorkommen im Bodenseegebiet sowie in Oberschwaben auf. Südlich von Stuttgart und östlich von Heilbronn liegen vereinzelte Vorkommen, so in der Nordspitze von BaWü und bei Ulm. [1]

Die Art ist auf 79 von 1161 (7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Aus [2] kann eine Größenordnung von 135 Vorkommen für Baden-Württemberg abgeschätzt werden ($R_F = 7$, 61-250 Vorkommen).



Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

In den besiedelten Naturräumen sind dank des Artenschutzprogramms Baden-Württemberg derzeit keine auffälligen Populationsverluste erkennbar. Durch das starke, große Vorkommen am Oberrhein ist das Fortbestehen der Art in Baden-Württemberg gesichert. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Es liegen 23 Artnachweise aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A und B: -

Zone C: Nachweise entlang der Dämme in der Rheinaue sowie am Krebsbach südwestlich von Kuppenheim

Grundwasserabhängigkeit

Die Art ist an das Vorkommen des Großen Wiesenknopfs gebunden, der in feuchten Mähwiesen oder feuchten Wiesenbrachen vorkommt. Die meisten Artnachweise liegen entlang der Rheinhauptdämme oder an der Murg, wo die Feuchteverhältnisse der Wiesen maßgeblich durch die Wasserstände der Fließgewässer geprägt werden. Für Vorkommen abseits des Rheins oder anderer großer Fließgewässer ist eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit gegeben. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 150 cm angesetzt (für Standorte, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

Die starke Bindung der Vorkommen an die Rheinhauptdämme deuten darauf hin, dass der Große Wiesenknopf als Wirtsart mit starken Wechseln von Vernässung und Trockenheit zurechtkommt. Die Trockenrasen-Knotennameise (und Rotgelbe Knotenameise) kommen zwar auf feuchten Standorten vor, könnten im Falle von Hochwasser aber möglicherweise von den horizontalen Ausweichmöglichkeiten der Hochwasserdämme profitieren.

Gefährdungsursachen [1]

- Trockenlegung
- Mahd zum falschen Zeitpunkt
- Nutzung feuchter Wiesen als mehrschüriges Wirtschaftsgrünland
- Einsatz schwerer Maschinen und intensive Beweidung führen zu Bodenverdichtung, wodurch die Wirtsameisen geschädigt werden
- Düngung
- Herbizideinsatz

Schutzmaßnahmen [1]

- Erhalt der Streuwiesen: Mahd im Herbst mit Abtransport des Mähguts
- Erhalt der extensiv genutzten Feucht- und Glatthaferwiesen durch traditionelle Nutzungen; größere Teilflächen in unregelmäßigen Abständen zweimal jährlich mähen: 1. Mahd: vor Ende Mai, 2. Mahd: ab Anfang September
- Schonung von bestehenden Wiesenrandstreifen, Mahd nur alle 2 Jahre
- Kurzzeitig kleinflächig wechselnde Brachen je nach Standort (starke Streubildung muss vermieden werden)
- Zeitlich und räumlich differenziertes Mähen der Grabenränder und Böschungen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konflikte bestehen.

Da die Art grundsätzlich die selben Standorte wie ihre Schwesterart besiedeln kann, kann ein auf den Erhalt der Feuchtwiesen abgestimmtes Entnahmemanagement im Rheinwald einen Beitrag zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Art leisten.

Im Rahmen des Grünflächenmanagement sind seitens der Wasserwerke weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

[1060] Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Ebert & Rennwald (1991, p.213ff) / [3] LUBW (2017)

Der Große Feuerfalter gehört zur Familie der Bläulinge. Die Flügeloberseiten der Männchen weisen jedoch eine leuchtende Orange-färbung mit einem schmalen, dunklen Rand auf. Vorder- und Hinterflügel tragen je eine kleine, schwarze Sichel in der Mitte. Die Flügeloberseiten der Weibchen besitzen dagegen mehrere schwarze Punkte auf orangefarbenem Vorderflügel und braunschattierten Hinterflügeln. Die Art bildet in SW-Deutschland zwei Generationen aus. [1]



Abbildung A-7: Großer Feuerfalter
Foto: Karbiener / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Große Feuerfalter besiedelt eine Vielzahl von sonnigen Lebensräumen des Offenlands. Als Nahrungspflanze dienen den Raupen verschiedene Ampferarten: Riesen-Ampfer (*Rumex hydrolapathum*) und Stumpfblättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*). Die Art ist in Feuchtwiesen, an Gräben, in feuchten Grünlandbrachen, aber auch auf Ackerbrachen und Ruderalstandorten anzutreffen. Die Falter orientieren sich gerne an besonderen Strukturen in der Vegetation sowie im Gelände. Günstig für die Art ist ein extensiv bewirtschaftetes Nutzungsmosaik mit hoher Strukturvielfalt. [1]

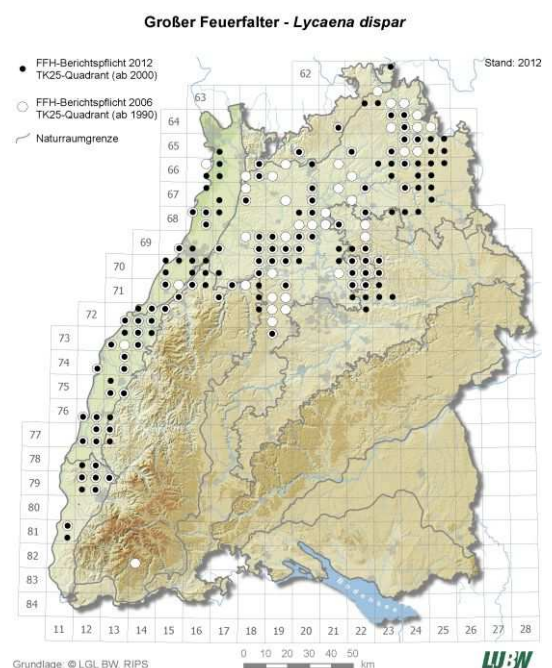
Die erste Faltergeneration erscheint Ende Mai und fliegt bis Ende Juli, die zweite, deutlich individuenreichere tritt ab Anfang August bis in den September hinein auf. Die weiblichen Falter legen ihre Eier auf die Blattoberseite der Raupenfutterpflanze. Nach einer Woche schlüpfen die Raupen und fressen die äußersten Zellschichten der Blattunterseite. Die zweite Generation überwintert in eingerollten Blättern der Futterpflanze. Ihre Entwicklung dauert insgesamt etwa 200 Tage. Wenn sie dann nach der Verpuppung im Mai schlüpfen, stellen sie die erste Faltergeneration im Jahr dar. Die Entwicklungsdauer ihrer Nachkommen beträgt nur 25 Tage. Die Falter saugen bevorzugt an violetten oder gelben Trichter- und Köpfchenblumen. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg besiedelt die Art vor allem die Oberrheinebene und infolge einer nordöstlich gerichteten Ausbreitungstendenz in den letzten Jahren auch den nördlichen und zentralen Teil des Neckar-Tauberlandes.

Die Art ist auf 139 von 1161 (12 %, $R_{GF} = 9$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Aus [2] kann eine Größenordnung von 165 Vorkommen für Baden-Württemberg abgeschätzt werden ($R_f = 7$, 61-250 Vorkommen).



Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Bestände sind stärkeren jährlichen Schwankungen unterworfen. Die Vorkommen am Oberrhein sind stabil, von dort aus strahlt die Art in den Kraichgau hinein. In den vergangenen Jahren gab es zahlreiche Neunachweise im Neckar-Tauberland. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Es liegen 21 Artnachweise aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A: -

Zone B: Alle sehr randlich. WWDW: 1 Nachweis südlich des Märchenviertels, WWMW: 1 Nachweis im Südosten, WWRW: 2 Nachweise westlich Elchesheim-Illingen

Zone C: Nachweise entlang der Rheinhauptdämme zwischen Rastatt und Au am Rhein, in der Rastätter Rheinaue, in der Kinzig-Murg-Rinne zwischen Sulzbach und Malsch sowie bei Wolfartsweier.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art ist auf Ampferarten als Nahrungspflanze gebunden, die meist in feuchten Mähwiesen oder feuchten Wiesenbrachen vorkommen. Einige Artnachweise liegen entlang der Rheinhauptdämme, wo die Feuchteverhältnisse der Wiesen maßgeblich durch die Oberflächenwasserstände geprägt werden. Für Vorkommen abseits des Rheins oder anderer großer Fließgewässer ist eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit gegeben. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 300 cm angesetzt (für Standorte, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

Die starke Bindung der Vorkommen an die Rheinhauptdämme deutet darauf hin, dass die Ampferarten mit starken Wechseln von Vernässung und Trockenheit zurechtkommen. Diese Annahme müsste durch weitere wissenschaftliche Untersuchungen untermauert werden.

Gefährdungsursachen [1]

- Grünlandumbruch
- Intensive Mahdnutzung von Wiesen (drei- bis viermal jährlich)
- Entwässerung
- Aufforstung von Wiesenflächen

Schutzmaßnahmen [1]

- Regelmäßige Mahd von Teilflächen von Jahr zu Jahr alternierend: Neben den ein- bis zweimal pro Jahr gemähten Parzellen sollen immer auch ungemähte Teilflächen vorhanden sein.
- Mahd außerhalb der Falterflugzeit (einzelne Parzellen oder Streifen können während der Flugzeit gemäht werden)
- Erhalt blütenreicher Wiesen- und Wegsäume
- Gelegentliches, jedoch nicht jährliches, abschnittsweises Mähen beider Grabenränder zu verschiedenen Terminen
- Biotopverbund durch Schaffung von 3 bis 5 m breiten, besonnten Säumen und Rainen entlang von Gräben und Grünland
- Nasswiesen nicht weiter trockenlegen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konfliktpotential besteht.

Da die Art grundsätzlich die selben Standorte wie die beiden Ameisenbläulinge besiedeln kann, kann ein auf den Erhalt der Feuchtwiesen abgestimmtes Entnahmemanagement im Rheinwald [Entnahmemanagement-Maßnahme E1] vermutlich einen Beitrag zur Verbesserung des Erhaltungszustands der Art leisten.

Im Rahmen des Grünflächenmanagement sind seitens der Wasserwerke weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

[1061] Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Ebert & Rennwald (1991, p.307ff) / [3] LUBW (2017)

Der Dunkle Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling, auch Schwarzblauer (Moor-)Bläuling genannt, hat dunkle, zimtbraune Flügelunterseiten mit einer gebogenen Punktreihe pro Flügel. Bei den Männchen ist die Oberseite der Vorderflügel graublau gefärbt und besitzt eine dunkle Punktreihe. Die Flügel der Weibchen sind oberseits dunkelbraun gefärbt. Die Art ist in ihrer Entwicklung auf Bestände des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*) sowie auf Ameisen angewiesen. Die Raupen können sowohl die Farbe der Blüten, auf denen sie fressen, als auch den Nestgeruch der Ameisen imitieren. [1]



Abbildung A-8: Dkl. Wiesenknopf-Ameisenbläuling Foto: Waitzmann / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Dunkle Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling besiedelt nicht zu stark gedüngte, feuchte Mähwiesen, Grabenränder und junge Stadien von Feuchtwiesenbrachen mit reichen Beständen des Großen Wiesenknopfs. Zahlreiche Nester der Wirtsameise müssen vorhanden sein. [1]

Die Weibchen des Dunklen Wiesenknopf-Ameisen-Bläulings legen ihre Eier bevorzugt auf Einzelblüten der rötlich gefärbten Blütenköpfchen ab. Die jungen Raupen bohren sich zunächst in die Blüten und fressen sie aus. Es können bis zu sechs Raupen in einem Blütenköpfchen heranwachsen. Halb erwachsen verlassen sie die Blütenköpfchen und lassen sich von der Rotgelben Knotenameise (*Myrmica rubra*) in deren Nest tragen, wo sie sich von der Ameisenbrut ernähren und im Gegenzug ein zuckerhaltiges Sekret für die Ameisen hinterlassen. Bis zu vier Raupen können in einem Ameisennest ihre Entwicklung erfolgreich abschließen. Nach dem Schlüpfen aus der Puppe funktioniert die Tarnung nicht mehr, so dass der erwachsene Falter das Nest verlassen muss. Der Große Wiesenknopf dient auch den Faltern als Nektarquelle, außerdem werden seine Blütenköpfchen als Schlaf-, Balz- und Paarungsplatz genutzt. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg konzentrieren sich die Vorkommen vor allem auf die Oberrheinebene, den Kraichgau, das Bodenseegebiet sowie auf Teile des Schwäbisch-Fränkischen Waldes. Die Art ist auf 189 von 1161 (16 %, R_{GF} = 9) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Aus [2] kann eine Größenordnung von 190 Vorkommen für Baden-Württemberg abgeleitet werden (R_F = 7, 61-250 Vorkommen).

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

In den besiedelten Naturräumen sind derzeit keine auffälligen Populationsverluste erkennbar. In den Hauptverbreitungsgebieten sind ausreichend vitale Populationen vorhanden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Es liegen 65 Artnachweise aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A WWRW: 2 Artnachweise in der Röstlach (östlich Brunnenlinie Nord), 2 Artnachweise am Bachstück (westlich Wasserwerk), 1 Nachweis im Oberen Gerstel (bei Bietigheim)

Zone B: WWDW 1 Artnachweis südlich des Märchenviertels, WWRW: Nachweise entlang des Federbachs sowie entlang des Rheinhauptdammes.

Zone C: Nachweise entlang der Dämme in der Rheinaue sowie am Krebsbach südwestlich von Kuppenheim.

Grundwasserabhängigkeit

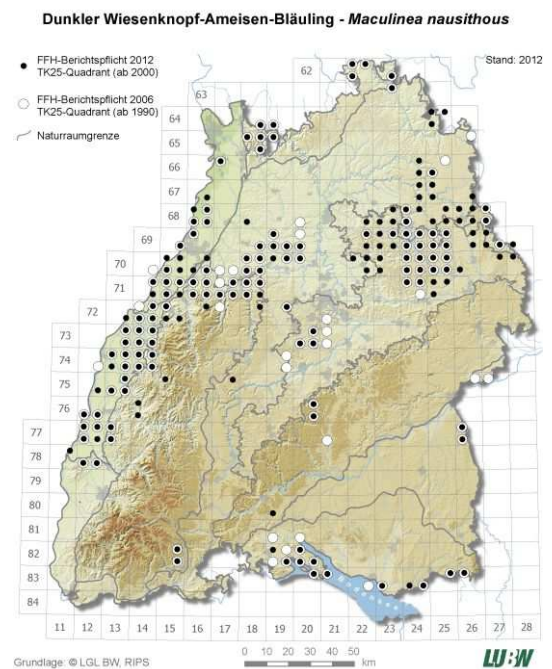
Die Art ist an das Vorkommen des Großen Wiesenknopfs gebunden, der in feuchten Mähwiesen oder feuchten Wiesenbrachen vorkommt. Die meisten Artnachweise liegen entlang der Rheinhauptdämme oder an der Murg, wo die Feuchteverhältnisse der Wiesen maßgeblich durch die Wasserstände der Fließgewässer geprägt werden. Für Vorkommen abseits des Rheins oder anderer großer Fließgewässer ist eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit gegeben. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 150 cm angesetzt (für Standorte, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

Die starke Bindung der Vorkommen an die Rheinhauptdämme deutet darauf hin, dass der Große Wiesenknopf als Wirtsart mit starken Wechseln von Vernässung und Trockenheit zurechtkommt. Die Rotgelbe Knotenameise kommt zwar auf feuchten Standorten vor, könnte im Falle von Hochwasser aber eventuell von den horizontalen Ausweichmöglichkeiten der Hochwasserdämme profitieren.

Ein weiterer Forschungsbedarf zur Toleranz der Arten gegenüber starken Wasserstandsschwankungen ist vorhanden.

Gefährdungsursachen [1]

- Trockenlegung
- Mahd zum falschen Zeitpunkt
- Nutzung feuchter Wiesen als mehrschüriges Wirtschaftsgrünland
- Einsatz schwerer Maschinen und intensive Beweidung führen zu Bodenverdichtung, wodurch die Wirtsameisen geschädigt werden
- Düngung
- Herbizideinsatz



Schutzmaßnahmen [1]

- Erhalt der Feuchtwiesenkomplexe durch Förderung extensiver Nutzungen oder gleichwertiger Pflegemaßnahmen
- Erhalt der Streuwiesen: Mahd im Herbst mit Mähgutabtransport
- Bereitstellung von Flächen mit unterschiedlichen Brachestadien (1- bis 3-jährige, kleinflächig wechselnde Brachen) und Flächen mit jährlicher Mahd ab Mitte September; größere Teilflächen in unregelmäßigen Abständen zweimal mähen: 1. Mahd: vor Mitte Juni, 2. Mahd: ab Anfang September
- Kleinflächig wechselnde Bewirtschaftungen unter Erhalt der begrenzenden Saumstreifen
- Schonung von Wiesenrandstreifen, Mahd nur alle 2 Jahre
- Zeitlich und räumlich differenziertes Mähen der Grabenränder und Böschungen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte bestehen bei einer langfristigen Grundwasserabsenkung, die über das Niveau der vergangenen Jahre hinausgeht.

Da die Art (und ihre Wirtsarten) einerseits mit Trockenheit zurechtkommen und andererseits periodische sehr feuchte Verhältnisse in den Wiesen für das Vorkommen des Großen Wiesenknopfes unabdingbar sind, wird davon ausgegangen, dass die Art durch ein, an die Auendynamik angepasstes Entnahmemanagement im Rheinwald [Entnahmemanagement-Maßnahme E1] stark gefördert wird.

Im Rahmen des Grünflächenmanagement sind seitens der Wasserwerke weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

[1078] Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctata*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] ILN (2009b) / [2] LUBW (2017)

Die Spanische Flagge, auch Spanische Fahne oder Russischer Bär genannt, gehört zu den Bärenspinnern, die zu den „Nachtaltern“ gerechnet werden. Die auffälligen Falter sind jedoch tagaktiv. Die Oberseite der Hinterflügel ist rot mit schwarzen Flecken, der Hinterleib ist ebenfalls rötlich gefärbt und weist dunkle Flecken auf. Die dunkelbraunen Flächen der Vorderflügel sind von hellen Bändern durchzogen. In Ruhestellung sind die Flügel zusammengelegt, so dass die Rotfärbung oft nicht zu sehen ist. [1]



Abbildung A-9: Spanische Flagge / Foto: Rodeland / www.Lepiforum.de (10.12.2013)

Lebensraum & Lebensweise

Als Larval- und Nektarhabitat der Art spielen Säume, Schlagfluren und Vorwaldgehölze auf mittleren bis frischen Standorten eine wichtige Rolle. Raupen wurden aber auch in verbuschenden Halbtrocken- und Sandrasen gefunden. Die Falter suchen zur Nahrungsaufnahme Waldränder und vorgelagerte Wiesen, mitunter auch Gärten auf. [1]

Aus Baden-Württemberg sind bislang 16 Raupennahrungspflanzen belegt. Eine wichtige Rolle spielen Hochstauden. Mehrfach wurde die Raupe von Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*), Fuchs-Greiskraut (*Senecio ovatus*) sowie Himbeere (*Rubus idaeus*) gemeldet. Überwinterungsstadium sind die nur selten nachgewiesenen Jungrauen. Raupenfunde im Frühjahr wurden ab Mitte März bis Anfang Juni gemeldet. Zunächst sind die Raupen vornehmlich nachtaktiv und verstecken sich tagsüber. Erst ausgewachsene Raupen, insbesondere kurz vor der Verpuppung, sind auch am Tage anzutreffen. Die sehr mobilen Falter sind tag- und nachtaktiv. Sie fallen an blütenreichen Weg- und Waldrändern beim Blütenbesuch auf. Gerne nutzen sie verschiedene Korbblütler mit deutlicher Präferenz für Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*), aber auch eine Reihe von Arten aus anderen Blütenpflanzenfamilien, in Gärten auch den Schmetterlingsflieder (*Buddleja davidii*). Die Flugzeit beginnt Mitte Juli und dauert bis Ende August/Anfang September. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Verbreitungsschwerpunkte in Baden-Württemberg befinden sich im Südwesten und Nordwesten des Landes sowie auf der Schwäbischen Alb. Größere Verbreitungslücken existieren vor allem im Alpenvorland und auf der Ostabdachung des Schwarzwalds. Kleinere Verbreitungslücken sind im Norden und Osten des Schwäbisch-Fränkischen Waldes zu finden. Im mittleren und nördlichen Bereich Baden-Württembergs konnten entlang der Fließgewässer in den letzten Jahren Vorkommen bestätigt werden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [2]

Bei den Lebensstätten der Spanischen Flagge im FFH-Gebiet 6916-342 handelt es sich fast ausschließlich um Waldränder an Wegen mit Vorkommen von Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) oder Gewöhnlichem Dost (*Origanum vulgare*). Die Art ist auf 210 von 1161 (18 %, R_{GF} = 9) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Es liegen 14 Artnachweise aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A WWHW: 2 Nachweise im Forst im Bereich der Brunnenlinie Süd

Zone B: WWHW: 11 Nachweise im Forst zwischen Pfinz-Entlastungskanal und KIT Campus Nord

Zone C: 1 weiterer Nachweis im Hartwald auf Höhe Linkenheim-Hochstetten

Grundwasserabhängigkeit

Die Biotope mit Funden der Spanischen Flagge im FFH-Gebiet liegen alle auf grundwasserfernen Standorten oder entlang der Ufer des Pfinz-Entlastungskanals. Eine Abhängigkeit von Grundwasserständen und Entnahmemanagement ergibt sich hierdurch nicht.

Gefährdungsursachen [1]

- Natürliche Sukzession
- Artenverschiebungen durch Neophyten

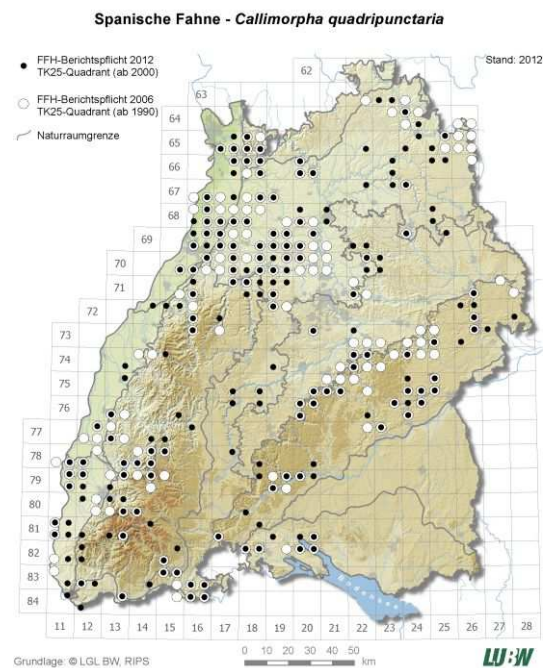
Schutzmaßnahmen [1]

- Zurückdrängung von Neophyten

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es ist, auch im Hinblick auf eine höhere Grundwasserentnahme, kein Konfliktpotential vorhanden.

Ein Potential zur Förderung der Population im Rahmen des Grünflächenmanagements besteht nicht.



[1083] Hirschkäfer (*Lucanus cervus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] ILN (2009b) / [2] RPK (2013a) / [3] LUBW (2018a) / [4] LUBW (2017)

Der braunschwarze Hirschkäfer ist mit 8 cm Gesamtlänge die größte und imposanteste heimische Käferart. Die deutlich größeren Männchen haben einen breiten Kopf und kastanienbraune, geweihartige Oberkiefer. Auch Kümmerformen mit kurzen, spießartigen Oberkiefern sind bekannt. Besonders auffällig sind die Männchen, wenn sie abends - fast aufrecht in der Luft stehend - durch lichte Wälder oder entlang von Waldrändern fliegen, um sogenannte Rendezvousplätze anzusteuern. [3]



Abbildung A-10: Hirschkäfer
Foto: Waitzmann / LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Hirschkäfer ist vor allem in alten Laubwäldern - vorzugsweise mit Eichen - sowie an Waldrändern, Parks, Obstwiesen und Gärten mit einem möglichst hohen Anteil an alten und absterbenden Bäumen zu finden. Zur Entwicklung benötigen die Larven morsche Wurzelstöcke in mindestens 40 cm Tiefe. [3]

Eichen mit Leckstellen stellen die bevorzugten Rendezvousplätze der Hirschkäfer dar. Dort treffen sich beide Geschlechter, um austretende Baumsäfte zu lecken und sich zu paaren. Oft kämpfen mehrere Männchen um ein Weibchen, wobei größere Exemplare mit ihren Zangen kleinere Rivalen leichter aushebeln können und vom Baum werfen. Das siegreiche Männchen bewacht das Weibchen mehrere Tage, bis es zur Fortpflanzung kommt. Das Weibchen sucht z.B. morsche Stümpfe oder Wurzelbereiche noch lebender Eichen auf, die sich für die Entwicklung der Larven eignen, und gräbt sich zur Eiablage bis zu einem Meter tief in die Erde ein. Zwei Wochen später schlüpfen die Larven. Sie ernähren sich von morschem, feuchtem, verpilztem Holz, welches sie nach und nach in Humus verwandeln. Nach 5 bis 7 Jahren verlassen sie dann das Brutholz und verpuppen sich in sogenannten Puppenwiegen. Dies sind in der Erde angelegte Höhlungen, in denen die Larve aus Mulm und Erde einen Kokon fertigt. Noch im Herbst erfolgt die Umwandlung zum Käfer, der aber erst im nächsten Frühjahr an der Erdoberfläche erscheint. [3]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Art ist in Baden-Württemberg in den wärmebegünstigten niederen Lagen relativ weit verbreitet. Verbreitungsschwerpunkte sind die Oberrheinebene einschließlich der angrenzenden Vorberge des Schwarzwaldes sowie die Neckar-Tauber-Gäuplatten und das Schwäbische Keuper-Lias-Land. Im Südosten des Landes fehlt die Art dagegen fast völlig. Die Art ist auf 228 von 1161 (20 %, $R_{GF} = 8$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [3]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [4]

Zone A WWHW: 14 verstreute Artfundpunkte

Zone A WWDW: 24 Artfundpunkte v.a. im Tierpark

Zone A WWMW: 2 Artfundpunkte im Nordosten

Zone A WWRW: keine Artfundpunkte bekannt, von einem Vorkommen der Art ist auszugehen

Zone B und C: Zahlreiche weitere Funde in Rheinniederung, Haardt und Kinzig-Murg-Rinne.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Vorkommen in den Verbreitungsschwerpunkten sind stabil, in klimatisch ungünstigeren Bereichen sind Rückgänge augenfällig. [3]

Grundwasserabhängigkeit

Da die Art nicht ausschließlich an Alteichen gebunden ist und das Klima eine bedeutende Rolle für die Bestände spielt, ist die Grundwasserabhängigkeit deutlich geringer als beim Heldbock (wobei die beim Heldbock dargestellten Wirkzusammenhänge zwischen Grundwasserabsenkung und Alteichen als Habitat und Nahrungsbäume in gleicher Weise gelten). In der vorliegenden Bewertung wird der Hirschkäfer als nicht grundwasserabhängig eingestuft.

Gefährdungsursachen [3]

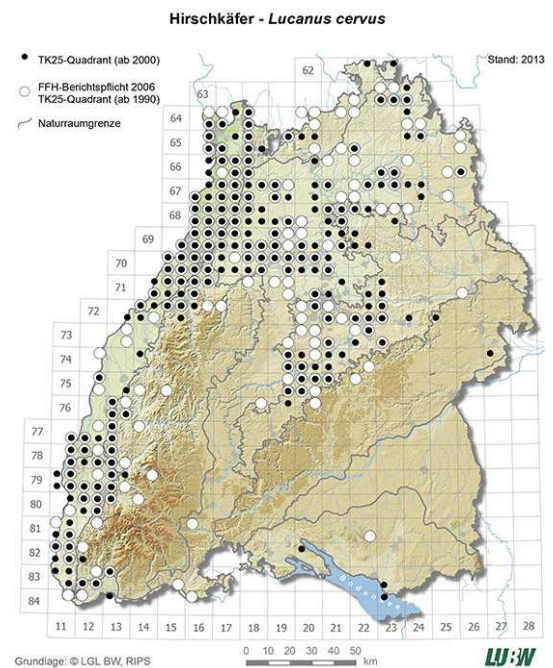
- Tiefe Bodenbearbeitung
- Einbringung nicht lebensraumtypischer Gehölze
- Beseitigung alter Baumstümpfe
- Fällen alter, anbrüchiger Eichen

Schutzmaßnahmen [3]

- Erhaltung von liegendem, starken Totholz
- Belassen von ausgewählten, alten Eichenbeständen in Parks und im Wald
- Erhaltung sonstiger, ausgewählter starker Laubbäume und alter Obstbäume
- Förderung alter Eichen und Obstbäume; Eichen in Alters- und Zerfallsphase überführen
- Anwendung geeigneter Verjüngungsverfahren zur Sicherung der Eichenverjüngung

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

In abgeschwächter Form profitiert der Hirschkäfer von Artenschutzmaßnahmen für den Heldbock, wobei der Hirschkäfer auch auf andere Baumarten ausweichen kann und in besonderer Weise vom Klima beeinflusst wird. Geringe Potentiale ergeben sich im WWRW: Die Maßnahme E1 sichert durch den Erhalt von Vernässungen in der Vegetationszeit die Eignung der Standorte für Eichen.



[1084] Eremit (*Osmoderma eremita*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] ILN (2009b) / [3] LUBW (2017)

Der Eremit gehört zu den Blatthornkäfern. Sein Panzer ist glänzend schwarz mit einem leichten metallischen Schimmer. Die Art besitzt typische Grabbeine mit gezähnten Vorderschienen. Die Männchen verströmen einen süßlichen Duft, der an Aprikosen oder Juchtenleder erinnern soll, was ihm den Namen Juchtenkäfer einbrachte. [1]



Abbildung A-11: Juchtenkäfer (Eremit)
Foto: M. Waitzmann / LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Eremit bewohnt Laubwälder, Alleen und Parks mit alten, anbrüchigen Bäumen. Die Larven leben in mit Mulm gefüllten Höhlen alter Bäume. Entscheidend für eine erfolgreiche Entwicklung ist ein ausreichend großer und feuchter Holzmulmkörper, der sich nur in entsprechend alten und mächtigen Bäumen sowie in sehr starken Ästen bilden kann. [1]

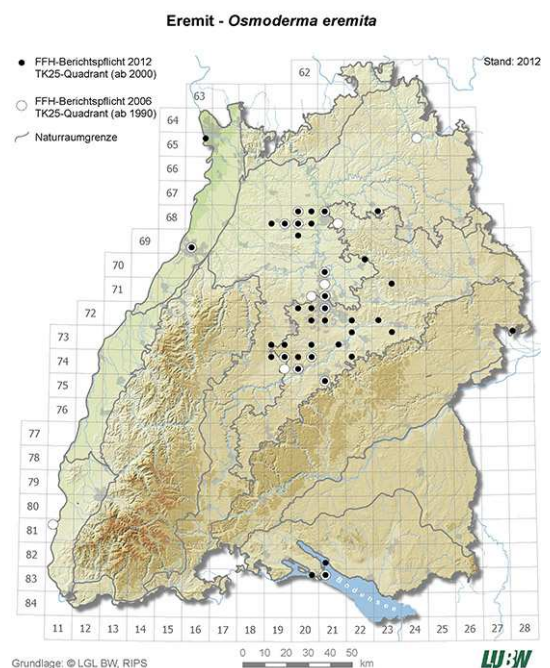
Die Weibchen des Eremiten legen ihre Eier in die tieferen Bereiche der Mulmhöhle ab. Die Entwicklungsdauer vom Ei zum erwachsenen Käfer dauert drei bis vier Jahre. Die Larven fressen Holzmulm, aber auch morsche, verpilzte Holzpartien sowie organische Reste. Die Verpuppung findet im Zeitraum zwischen April und Juni statt. Die Imagines erscheinen meist im Juli an der Oberfläche des Mulmkörpers. Flugaktivität ist nur an heißen Tagen zu beobachten. Ansonsten sitzen die Käfer am Höhleneingang der Brutbäume oder laufen auf dem Stamm herum. Die Art gilt als sehr standorttreu und wenig ausbreitungsfreudig. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Verbreitungsschwerpunkte in Baden-Württemberg liegen heute im Schwäbischen Keuper-Lias-Land und in den Neckar-Tauber-Gäuplatten. Die Art ist auf 39 von 1161 (3 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Rahmen der Kartierungen für die MaP-Erstellung konnten keine Artnachweise erbracht werden. Der letzte dokumentierte Fund aus dem Untersuchungsgebiet ist auf das Jahr 2003 datiert und wurde am Fuße der ebenfalls 2003 gestumelten Heldbockeiche mit der Baumnummer 126 (siehe Kapitel Heldbock in [2]) westlich der Friedrichstaler Allee und nördlich des Adenauerrings durch Dr. R. TRUSCH (Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe) in Form einer Flügeldecke getätigt. Das Fragment wurde als richtig bestimmt bestätigt.



Dennoch weist der betreffende Baum heute nicht oder nicht mehr die nötige Habitatqualität auf, größere Höhlungen sind nicht erkennbar und waren auch 2003 (Inaugenscheinnahme mittels Hubsteiger) nicht festzustellen. Dennoch ist im Bereich Schlossgarten, Wildpark und Schonwald Neuenacker die höchstmögliche Wahrscheinlichkeit für geeignete Höhlenbäume gegeben und damit die Möglichkeit einer Verdriftung der Flügeldecke von einem unerkannt gebliebenen, besiedelten Höhlenbaum. Im Wildpark und in letztgenannter Parzelle sind nach Orkanschäden 1999 und 2001 mehrere umgebrochene Alteichen zudem auf die Käferfauna in Mulmbehältern untersucht worden (eigene Beobachtungen WURST in [2]). Summarisch lauten die dort gewonnenen Ergebnisse:

- Größere Mulmbehälter vorhanden, die äußerlich nicht zwingend erkennbar sein müssen.
- Primärbesiedler von Baumhöhlungen wie Großer Rosenkäfer (*Protaetia aeruginosa*), der durch Fraßtätigkeit der Larven die Voraussetzungen für größere, von *Osmoderma* nutzbare Mulmbehälter schafft, sind in größerer Zahl vorhanden, auch in weiteren Altbaumparzellen des Gebiets.
- Indirekter, jedoch nicht zwingender Nachweis von *Osmoderma* durch Anwesenheit bedingt spezifischer Prädatoren bzw. Verfolger der Larven wie den Schnellkäfern *Brachygonus dubius* und *Elater ferrugineus* gegeben.
- Die spezifische und höchst empfindliche Schnellkäfergesellschaft anbrüchiger und mulmerfüllter Laubbäume ist beinahe vollständig (*Ischnodes sanguinicollis*, *Podeonius acuticornis*, *Procræus tibialis*, *Lacon querceus*, *Elater ferrugineus*, *Brachygonus megerlei*, *ruficeps* und *dubius*), die Faunentradition des Hardtwalds ist durch diese Urwaldrelikte belegt. [2]

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Landesweit sind nur wenige Nachweise bekannt und seit 1994 bezüglich des Verbreitungsgebiets keine gravierenden Veränderungen erkennbar. In den vergangenen Jahren wurden jedoch an mehreren Standorten besiedelte bzw. zukünftige Brutbäume ("Nachhaltigkeit") gefällt. Zur langfristigen Erhaltung der Art sind umfangreiche Schutzmaßnahmen in Baden-Württemberg erforderlich. [1]

Grundwasserabhängigkeit

Analog zu den Ausführungen zum Heldbock ist keine direkte Abhängigkeit von Grundwasser vorhanden, jedoch eine Abhängigkeit von der Vitalität von Altbäumen. Diese müssen zusätzlich über entsprechend große Mulmbehälter verfügen. Für das Verdachtvorkommen im Hardtwald steht das Grundwasser jedoch so tief an, dass keine Beeinflussung der Baumschicht durch das Grundwasser gegeben ist.

Gefährdungsursachen [1]

- Maßnahmen der Verkehrssicherung (Kronenrückschnitte, Fällungen)
- Fällung von Brutbäumen und potenziellen Brutbäumen
- Fällung von Bäumen, bevor sich besiedlungsrelevante Strukturen bilden können
- Aufgabe der Nutzung von Kopfweiden zur Korbflechtereie (durch das Fehlen des regelmäßigen Schnitts brechen die Bäume auseinander und bieten keine geeigneten Höhlen mehr)

Schutzmaßnahmen [1]

- Erhaltung der besiedelten Wirtsbäume
- Sicherstellung einer nachhaltigen Ausstattung mit stehendem, starkem Totholz im Wald und Parkanlagen
- Erhöhung des Anteils alter Laubbäume in der näheren Umgebung bekannter Vorkommen
- Belassen ausgewählter kränkelder Laubbäume
- Aktive Förderung von Höhlenbildungen: Schaffung von Kopfbäumen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Da der Standort des Verdachtvorkommens Grundwasserflurabstände $> 4,5$ m aufweist, ist von keiner Interaktion des Bodenwasserhaushalts mit dem Grundwasser auszugehen. Hierdurch ist für dieses potentielle Vorkommen kein Konflikt bei einer gesteigerten Grundwasserentnahme vorhanden.

Potentiale liegen im Wesentlichen im Bereich der Forstwirtschaft. Von Seiten der Wasserwirtschaft sind keine Potentiale vorhanden.

[1086] Scharlachkäfer (*Cucujus cinnaberinus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] BfN (2008 n. Wurst et al. 2003) / [2] FENA (2014)

Der Scharlachkäfer gehört zu den Plattkäfern. Kopf, Thorax und Flügeldecken sind namensgebend scharlachrot gefärbt. Die Fühler der Plattkäfer sind perlschnurartig ausgeformt, die Mandibeln sind schwarz. Sowohl Käfer, als auch Larven leben unter der Rinde von Bäumen.



Abbildung A-12: Scharlachkäfer
Foto: U. Schaffrath [2]

Lebensraum & Lebensweise [1]

Morsche Laubbäume in Tal- und Hanglagen verschiedener Bach- und Flussläufe dienen der Art als Lebensraum.

Viele Larven sind am Ende des ersten Sommers fast ausgewachsen und verpuppen sich im Juli des folgenden Jahres. Wenige Wochen später schlüpfen die Käfer, die unter der Borke ihres Brutbaumes überwintern. Geeignete Bäume bieten feuchte und morsche Rindenbereiche, die aber noch relativ fest am Stamm sitzen.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die palaearktische Art ist in Ländern Nord-, Ost- und Mitteleuropas sowie in Asien verbreitet. In Deutschland waren aktuelle Funde bis 2008 nur noch aus Südbayern bekannt [1].

Seit den Erfassungen für die MaP der FFH-Gebiete wird die Art in Baden-Württemberg an immer mehr Stellen gefunden und auch in Hessen liegen Nachweise aus dem Oberrheinischen Tiefland vor [2]. Wegen der teilweise veralteten Roten Listen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Baden-Württemberg ist die Art auf diesen noch nicht gelistet. Aufgrund der rasanten Zunahme an Fundorten wird die künftige Einstufung auf der Roten Liste Baden-Württembergs vorsichtig mit „2“ angenommen ($R_G = 5$).

Die Art ist bislang auf sehr wenigen der 1161 (<10 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im Rahmen der Kartierungen für die MaP-Erstellungen liegen 8 Nachweise aus dem Bewirtschaftungsgebiet vor. Alle Nachweise liegen in grundwasserbeeinflussten Au- oder Bruchwäldern mit mittleren Flurabständen zwischen 0,5 und 1,5 m.

Zone A WWDW: 2 Artnachweise im Vautenbruch

Zone A WWRW: Keine Artnachweise, wobei große Teile der Zone A als Lebensstätte ausgewiesen sind

Zone B: Mindestens 1 Nachweis im Elfmorgenbruch (WWHW), 1 Nachweis im NSG Erlachsee (WWDW), 1 Nachweis an der Randsenke bei Bietigheim (WWRW), 1 Nachweis in der Randsenke bei Ötigheim

Zone C: 2 Nachweise in der Randsenke bei Ötigheim

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Da die Art erst in jüngeren Jahren in Baden-Württemberg nachgewiesen wurde, liegen noch keine Daten über die Bestandsentwicklung vor.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art kommt v.a. in grundwasserabhängigen Au- und Bruchwaldstandorten oder in laubholzreichen Bergmischwäldern vor [1]. Alle Funde im Bewirtschaftungsgebiet liegen im Bereich mittlerer Flurabstände von 0,5 bis 1,5 m. Durch die starke Bindung der Art an diese Standorte muss von einer hohen Grundwasserabhängigkeit ausgegangen werden, auch wenn der Zustand der Bestände dominierend durch die Art der Forstbewirtschaftung geprägt werden. Die Bindung der Art an die Weichholzaue [2] spricht nicht nur dafür, dass Überflutungen, sondern auch, dass temporäre Trockenphasen mit Niedrigwasserständen keine Gefahr für die Arten darstellen – und vielleicht sogar benötigt werden. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen

- Verlust geeigneter Brutbäume [1]
- Verlust geeigneter Auwald-, Bruchwald- und Bergmischwaldstandorte [1]
- Verlust des standorttypischen Grundwasserstands-Regimes

Schutzmaßnahmen [1]

- Unter Schutz Stellung aller Vorkommen
- Erhaltung geeigneter Auwald-, Bruchwald- und Bergmischwaldstandorte
- Extensivierung der Waldbewirtschaftung in der Nähe von Vorkommen
- Anpassung der Waldbewirtschaftung mit Erhalt von Brutbäumen, Alt- und Totholzstrukturen
- Überführung mindestens einzelner Papeln in die Zerfallsphase
- Förderung des Bibers [2]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Für die Rheinauen profitiert die Art vom Erhalt der ausgeprägten Wasserstandsdynamik, wie sie für die Weichholzaue typisch ist. Für die Bruchwälder im Oberwald (Vautenbruch und Erlachsee) sowie im Elfmorgenbruch profitiert die Art auch vom Erhalt der Bruchwälder mit ganzjährig möglichst feuchten Bedingungen.

Im Bereich des WSG-Managements sind von Seiten der Stadtwerke keine Potentiale zur Förderung der Art vorhanden.

[1088] Heldbock (*Cerambyx cerdo*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] ILN (2009a) / [2] RP Karlsruhe (2013a) / [3] LUBW (2018a) / [4] Wurst (2009) / [5] Wirsing (2014) / [6] LUBW (2018a)

Der Heldbock, auch Großer Eichenbock genannt, stellt die drittgrößte heimische Käferart dar. Sein Körper ist braunschwarz, ebenso wie die Flügeldecken, deren Enden jedoch rotbraun gefärbt sind. Das Halsschild ist quergerunzelt, die Fühler sind sehr lang und können bei den Weibchen die einfache, bei den Männchen fast die doppelte Körperlänge erreichen. Die Art wurde bis ins 20. Jahrhundert hinein als schlimmer Forstschädling verfolgt, heute ist sie selten geworden. [3]



Abbildung A-13: Heldbock
Foto: Wurst [4]

Lebensraum & Lebensweise

In Mitteleuropa ist der Heldbock in seiner Entwicklung fast ausnahmslos auf Stiel- und Traubeneichen angewiesen. Er besiedelt Wälder, Park-/Grünanlagen oder Alleen mit alten Eichen. Als Brutlebensraum dienen bevorzugt kränkelnde und sonnenexponierte Bäume, die auch solitär stehen können. Ursprüngliche Lebensräume sind eichenreiche Hartholzauen der großen Flüsse. [3]

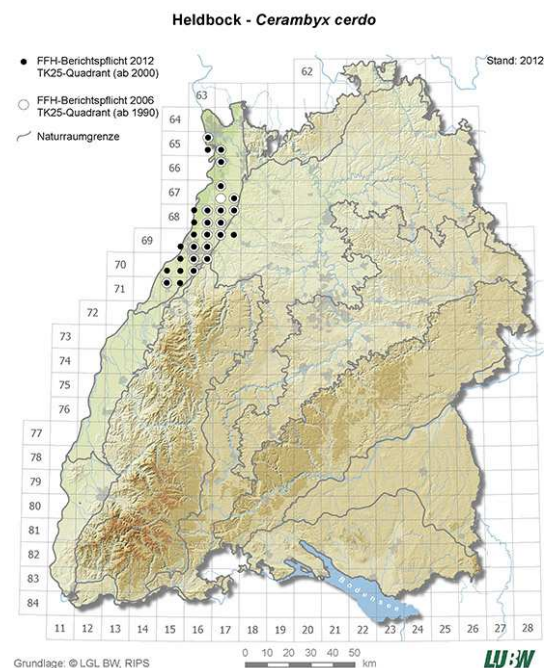
Die Eiablage erfolgt gewöhnlich in Rindenspalten von Stieleichen. Die Larven leben zunächst unter der Rinde und bohren sich im Verlauf von meist vier Jahren bis ins Kernholz. Dort erfolgt im Spätsommer auch die Verpuppung in sogenannten Puppenwiegen. Die fertig entwickelten Käfer überwintern in den Puppenwiegen und kommen erst im Frühjahr zum Vorschein. Nach dem Schlüpfen haben die Käfer noch eine Lebenserwartung von zwei bis vier Monaten. Sie sind überwiegend dämmerungs- und nachtaktiv, ernähren sich vorwiegend von gärenden Säften blutender Eichen. Ihr Ausbreitungsvermögen ist gering und bei entsprechenden Bedingungen hält der Heldbock über Generationen an „seiner Eiche“ fest. [3]

Der Heldbock vermag Strecken von 1000 bis 4000 m bis zur nächsten Eiche zu überwinden (Döhning 1955 & Weckwerth 1954 in [4])

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg gibt es aktuell nur noch Vorkommen in der nördlichen Oberrheinebene, nämlich in den Hardt- und Rheinwäldern zwischen Mannheim und Rastatt. [3]

Die Art ist auf 29 von 1161 (3 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [3]. Aus dem Untersuchungsgebiet, das das



Hauptverbreitungsgebiet der Art in Baden-Württemberg darstellt, sind 981 Fundpunkte bekannt [6]. Der Gesamtbestand besiedelter Eichen für Baden-Württemberg kann auf dieser Grundlage auf etwa 2000 veranschlagt werden ($R_f = 5$: 1001 bis 4000 Brutbäume).

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [6]

Zone A WWHW: Zahlreiche, verstreut über die gesamte Fläche verteilte Nachweise, die ausnahmslos von Standorten mit Flurabständen $> 4,5$ m stammen. Die Fundpunkte liegen abseits von Brunnenlinien und Wasserwerksgelände.

Zone A WWDW: Zahlreiche, verstreut über die gesamte Fläche verteilte Nachweise, die von Standorten mit Flurabständen zwischen 1,5 und 4,5 m stammen und damit teilweise über einen Grundwasseranschluss verfügen. 3 Fundpunkte (besiedelte Eichen) liegen innerhalb des Wasserwerksgeländes.

Zone A WWMW: Einige, verstreut über die Fläche verteilte Nachweise, mit Schwerpunkt vorkommen am Waldrand westlich des Wasserwerks. Die Nachweise stammen ausnahmslos von Standorten mit Flurabständen $> 4,5$ m, für die kein Grundwasseranschluss besteht. Die Fundpunkte liegen abseits von Brunnenlinien und Wasserwerksgelände.

Zone A WWRW: 3 Vorkommen mit mehreren Artenfundpunkten. Südlich von Würmersheim (mittlerer Flurabstand 2,4 m), im nördlichen Drittel der Brunnenlinie (mittlerer Flurabstand 2,5 bis 3 m) sowie im Bruchwald (mittlerer Flurabstand 2 bis 2,8 m). Die Fundpunkte liegen abseits von Brunnenlinien und Wasserwerksgelände.

Zone B und C: Zahlreiche weitere Fundpunkte auf Standorten mit und ohne Grundwasseranschluss.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Das Brutbaumangebot wird mittel- bis langfristig abnehmen, da die Nachhaltigkeit nicht gewährleistet ist und erhebliche Beeinträchtigungen bestehen. Insbesondere wird die Zahl der über lange Zeiträume besiedelbaren Alteichen ("Reservoirbäume") deutlich zurückgehen, so dass der Fortbestand der Art in Baden-Württemberg gefährdet ist. [3]

Grundwasserabhängigkeit

Die Art selbst hat keine direkte Abhängigkeit vom Grundwasser, ist jedoch indirekt teilweise stark über die Vitalität grundwasserbeeinflusster Alteichenbestände abhängig. Die Eichenarten *Quercus robur* und *Q. petraea* können sich auf sehr feuchten und sehr trockenen Standorten gegen die auf mittleren Standorten dominierende Buche durchsetzen.

Für Standorte der Hartholzauen sowie für Vorkommen in der Kinzig-Murg-Rinne ergibt sich durch das zeitweise hoch anstehende Grundwasser teilweise eine starke Abhängigkeit der Eichen vom Grundwasserstand. Dies spielt gerade für Alteichen (> 80 a), die nicht mehr in der Lage sind ihr Wurzelsystem an veränderte Grundwasserstände (hier v.a. die trockenen Sommermonate) anzupassen (MC 2011), eine wichtige Rolle.

Für Standorte der Niederterrasse ist die forstliche Förderung der Eiche neben dem Nutzen der Eichelmast im ehemaligen Wildpark v.a. aus der Anpassung der Eichen auf nährstoffarme und sehr trockene Standorte begründet. Für große Teile der Niederterrasse bestehen naturräumlich bedingt sehr tiefe Grundwasserstände, die von den Eichen nicht angezapft werden können. Gegen Nordosten steigen die Grundwasserstände allmählich, so dass dort der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser ein zusätzliches Wasserdargebot für die vorhandenen Eichen darstellen kann. Die Durchwurzelungstiefe einer Alteiche auf der Niederterrasse im WSG Hardtwald wurde exemplarisch in Abbildung 0-2 dargestellt.

Die Schädigung zahlreicher Alteichen der trockenen Niederterrassenstandorte im extrem trockenen Jahr 2003 geht im Wesentlichen auf die fehlenden Niederschläge und weniger auf die Höhe der Grundwasserstände zurück. Im Juli 2003 lagen die Grundwasserstände noch auf mittlerem Niveau. Deutlich tiefere Grundwasserstände gab es schon über mehrere Jahre Mitte der 70er und Anfang der 90er Jahre.

Für Hardtwald und Mörscher Wald liegt keine Grundwasserabhängigkeit vor.

Für den Durlacher Wald dürfte etwa die Hälfte der besiedelten Eichen über einen Grundwasseranschluss verfügen. In Fällen extremer sommerlicher Niedrigwasserstände kann die Grundwasserförderung im Wasserwerk Durlacher Wald ausgesetzt werden, um die Grundwasserstände zu stützen. [Entnahmemanagement-Variante E2]

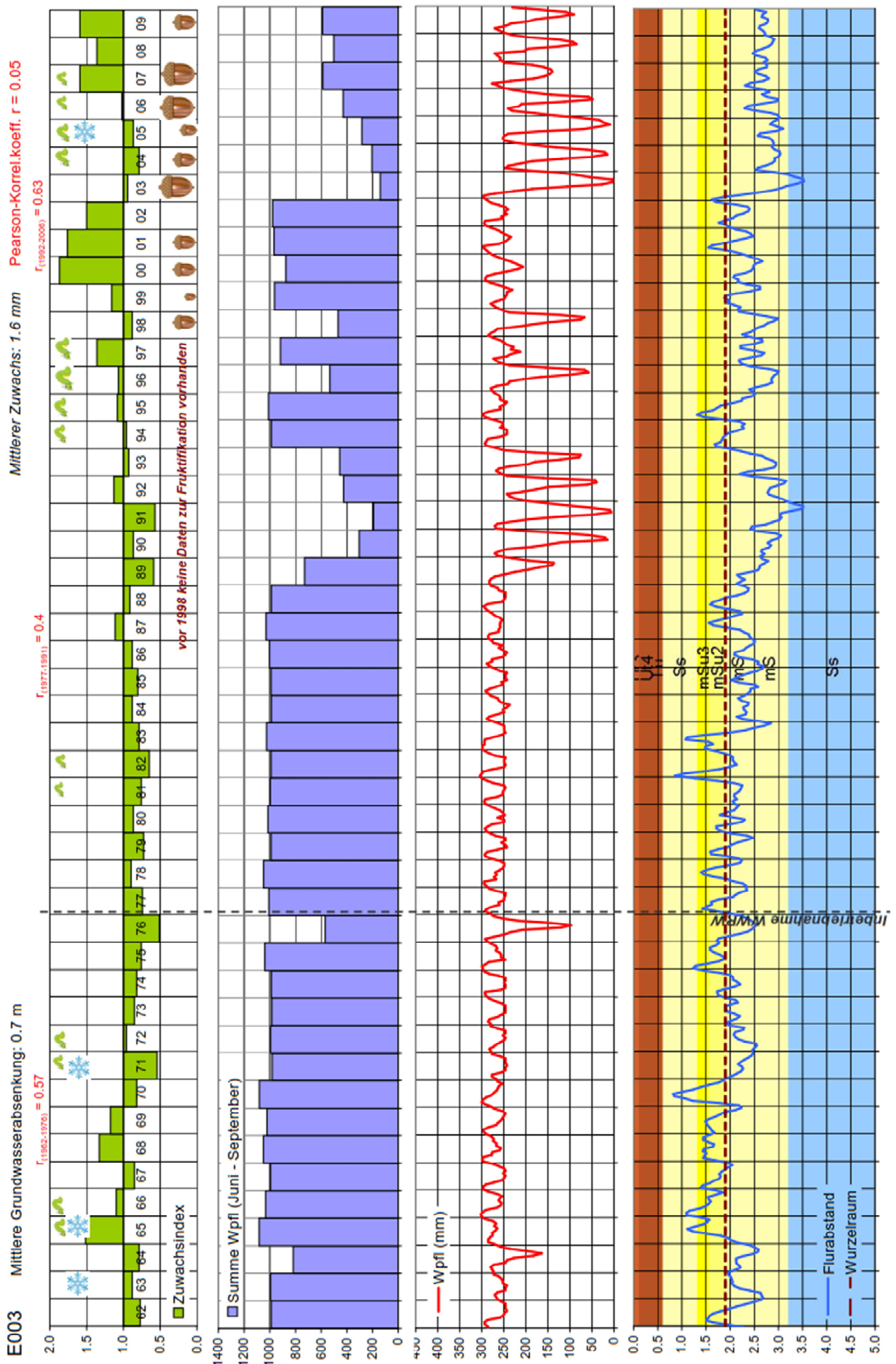
Für den Rheinwald besteht für alle Vorkommen eine zumindest temporäre Grundwasserabhängigkeit, die von Schlegel (2012) für zwei der Eichen (E003 und E021) nachgewiesen werden konnte. Für beide Eichen sind umseitig Diagramme aus Wirsing (2014) dargestellt, aus denen die normierte Zuwachsrate in Abhängigkeit von Pflanzenverfügbarem Bodenwasser (W_{pfi}), Grundwasserstand, sowie weiteren Parametern dargestellt wurde (genauere Angaben in [5]).

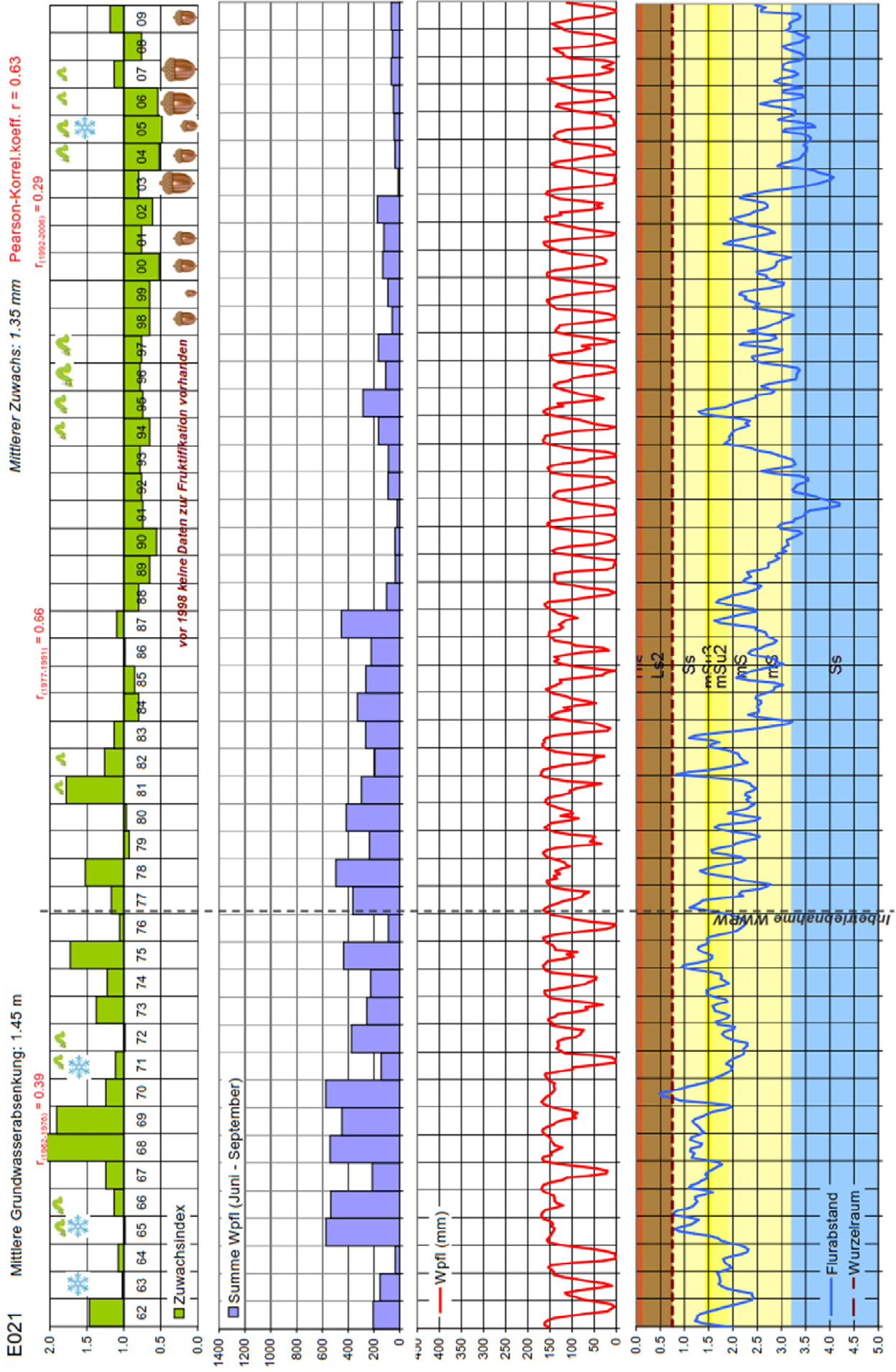
FA_1 wurde mit 200, FA_0 mit 450 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [3]

- Habitatverluste in der Vergangenheit durch Aufgabe historischer Waldnutzungsformen (Mittelwaldwirtschaft)
- Beseitigung von Brutbäumen
- Beschleunigte Absterbeprozesse von Alteichen, z.B. durch Trockenstress
- Maßnahmen der Verkehrssicherung (Kronenrückschnitte, Fällungen)
- Regionale Defizite mittelalter Eichenbestände
- Beschattung vorhandener Brutbäume u.a. durch Neophyten

Abbildung A-14 (umseitig): Zuwachsrate zweier Alteichen in Zone A des WWRW in Abhängigkeit von Pflanzenverfügbarem Bodenwasser (W_{pfi}), Grundwasser, Bodenaufbau, Mastjahren, Schädlingsbefall und Spätfrost (vgl. [5])





Schutzmaßnahmen [3]

- Erhaltung und Entwicklung lichter, eichenreicher Laubmischwälder sowie Alteichenstreifen in sonnenexponierter Lage
- Nachhaltige altersdynamische Sicherung der Eichenflächen
- Erhaltung und Pflege der Brutbäume, auch außerhalb des Waldes
- Vitalitätssteigerung von Alteichen in Parks und Alleen
- Mechanische Stützung einzelner Brutbäume im Stadtbereich
- Ausgewählte Eichenbestände dem natürlichen Zerfall überlassen
- Erhöhung des Eichenanteils in Waldbeständen um bekannte Vorkommen [3]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Vorhandene Konflikte und Potentiale von Seiten der Wasserwirtschaft hängen einzig an der Vitalität vorhandener Alteichen im Wirkraum der Grundwasserabsenkung.

Für sandige Standorte auf denen der Grundwasserflurabstand bei mittlerem Wasserwerksbetrieb kleiner als 3,0 m (Wurzelraum von 2,5 m + kapillarer Aufstieg 0,5 m) sowie für lehmige Standorte auf denen der Grundwasserflurabstand bei mittlerem Wasserwerksbetrieb kleiner als 4,5 m (Wurzelraum von 3 m + kapillarer Aufstieg 1,5 m) ist, ist von einer Abhängigkeit der Eichen vom Grundwasser bzw. indirekt der Heldbockvorkommen von der Grundwasserentnahme auszugehen. Für diese Standorte besteht ein Konfliktpotential bei einer langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme über das Niveau der vergangenen Jahre hinaus.

Für den Durlacher Wald dürfte etwa die Hälfte der besiedelten Eichen über einen Grundwasseranschluss verfügen. In Fällen extremer sommerlicher Niedrigwasserstände kann die Grundwasserförderung im Wasserwerk Durlacher Wald ausgesetzt werden, um die Grundwasserstände zu stützen. [Entnahmemanagement-Variante E2]

Für den Rheinwald besteht für alle Vorkommen eine zumindest temporäre Grundwasserabhängigkeit. Da eine sommerliche Stützung der Grundwasserstände relativ zu den natürlichen Schwankungsamplituden in der Rheinaue sehr klein ist und die autotypische Dynamik erhalten bleiben soll [Entnahmemanagement-Maßnahme E1], können keine stützenden Maßnahmen für die Alteichen im Entnahmemanagement angeführt werden. Die Maßnahme E1 sichert durch den Erhalt von Vernässungen in der Vegetationszeit jedoch die Eignung der Standorte für Eichen (gegenüber Buchen).

Im Rahmen des Grünflächenmanagements kommt den drei Eichen auf dem Wasserwerksgelände Durlacher Wald eine große Bedeutung zu. Sollte die Standsicherheit irgendwann gefährdet sein, sollten diese Eichen ausgezäunt werden (vgl. Gehirngarten am FZU des KIT) oder zurückgeschnitten werden. Die Eichen sollten unbedingt erhalten werden, wozu auch eine gesetzliche Verpflichtung besteht.

Für die anstehende Waldumwandlung im WSG Mörscher Wald sollte bei der Pflanzung auf die langfristige Entwicklung von Eichenmischwäldern hingearbeitet werden.

[1134] Bitterling (*Rhodeus sericus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] ILN (2009b) / [2] DUßLING & BERG (2001) / [3] LUBW (2017)

Lebensraum & Lebensweise

Der Bitterling lebt bevorzugt in flacheren und ruhig fließenden Gewässern (Altwässer, Weiher, Teiche) mit Pflanzenwuchs, gelegentlich auch in Seen mit Muschelbeständen. Der Untergrund der Wohngewässer ist schlammig oder sandig. (LADGIES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1978, DUßLING & BERG 2001 in [1])



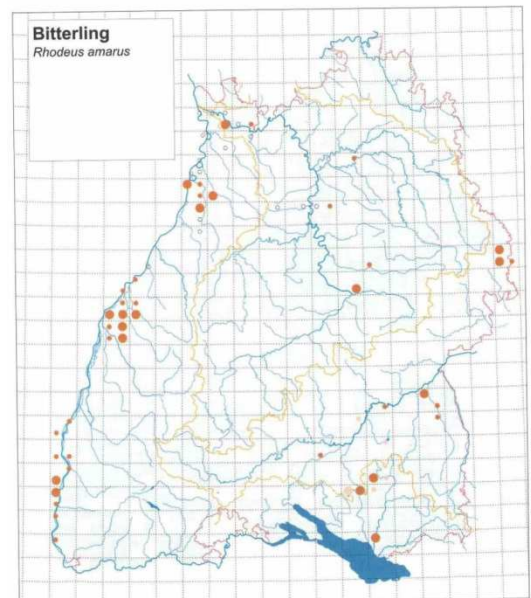
Abbildung A-15: Bitterling

Foto: www.fischbottich.de (10.12.2013)

Bitterlinge leben gerne gesellig. Sie ernähren sich von pflanzlichem Material, ergänzt durch Kleinkrebse, Insektenlarven u.a. Als Besonderheit in der Fortpflanzungsbiologie des Bitterlings ist die Symbiose mit Muscheln bekannt. Das Weibchen platziert mit Hilfe einer langen, häutigen Lege- röhre die Eier durch die Atemöffnung in den Kiemenraum der Muschel. Hier verbleiben die Jungfische nach dem Schlüpfen noch einige Zeit. Somit ist die Art abhängig von intakten Teich- oder Flussmuschelbeständen. Verschwinden die Wirtsmuscheln des Bitterlings durch den Eintrag toxischer Stoffe oder starker Eutrophie- rung der Gewässer, so kann auch er nicht mehr existieren. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die weitaus wichtigsten Vorkommen des Bitterlings konzentrieren sich heute auf drei Verbreitungsschwerpunkte in der Oberrheinebene und im Restrhein zwischen Breisach und Basel. Eine weitere Population besiedelt die zum Donaeinzugsgebiet gehörenden Fließgewässer Eger und Schneidheimer Sechta. Diese Bestände stellen die letzten bekannten, über größere Gewässerbereiche zusammenhängenden Bitterlingvorkommen des Landes dar. Die ehemals bedeutenden Vorkommen im Federseegebiet und im Pfrunger Ried konnten dagegen seit geraumer Zeit nicht mehr bestätigt werden. Alle übrigen Bitterlingnachweise basieren auf kleinräumig isolierten Populationen in Altarmen oder abgeschlossenen Gewässern. Einige der betreffenden Bestände wurden erst in jüngerer Vergangenheit durch Besatz gegründet. Aufgrund der oft unzugänglichen und auch heute noch wenig beachteten Lebensräume des Bitterlings blieb manches Vorkommen wahrscheinlich bis heute unentdeckt. [2]



Die Art ist auf 43 von 1161 (4 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 18 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 25 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_H = 8$) beschrieben [2], woraus R_H mit 4 (4001 bis 15500 Paare) interpoliert wird.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Zone A und B: -

Zone C: Vorkommen in vorwiegend vom Rheinwasserstand abhängigen Gewässern der Rheinaue: Mittelgründloch, Rheinniederungskanal, Alter Hafen, Alb, Kleiner Bodensee und Illinger Altrhein.

Grundwasserabhängigkeit

Die Gewässer im Untersuchungsgebiet sind im Bereich der Vorkommen der Art vorwiegend durch die Rheinwasserstände geprägt, so dass keine Grundwasserabhängigkeit besteht.

Die Art kommt außerhalb des Untersuchungsgebiets (z.B. im NSG Kohlplattenschlag) auch in grundwasserabhängigen Seen vor, für die eine hohe Grundwasserabhängigkeit gegeben ist.

FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

Gefährdungsursachen [1]

- Überwucherung mit der neophytischen Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*)
- Wasserverschmutzung
- Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (Unkrautentfernung, Baggerarbeiten)
- Starker Raubfischbesatz

Schutzmaßnahmen [1]

- Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es bestehen weder Konflikte noch Potentiale im Zusammenhang mit den Artvorkommen und der Grundwasserbewirtschaftung.

Gewässer- und Naturschutzmaßnahmen wie Anlage von Gewässerrandstreifen oder Flächenextensivierungen zur Verhinderung von Nitratreinträgen entlang Alb, Erlengraben und Pfinz fördern die Vorkommen der Kleinen Flussmuschel als Synergieart zwischen Natur- und Trinkwasserschutz. Diese wiederum stellt eine Wirtsart des Bitterlings dar, wodurch der Bitterling ebenfalls von diesen Maßnahmen profitiert.

[1145] Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] ILN (2009a) / [2] DUßLING & BERG (2001) / [3] LUBW (2017)

Lebensraum & Lebensweise

Die Nahrung des nachtaktiven Schlammpeitzgers besteht überwiegend aus Wirbellosen (Muscheln, Insekten und Schnecken), die er am Gewässergrund „aufstöbert“. Die Laichzeit des Schlammpeitzgers dauert von April bis Juni. In dieser Zeit legen die Weibchen ca. 70000 bis 150000 Eier von 1,5 Millimeter Durchmesser an Wasserpflanzen ab (phytophiler Laicher). Die Eiablage erfolgt portionsweise und kann sich über mehrere Wochen erstrecken. Die Larven besitzen vorübergehend fadenförmige äußere Kiemen, als Anpassung an den oft niedrigen Sauerstoffgehalt ihres Lebensraumes. [1]

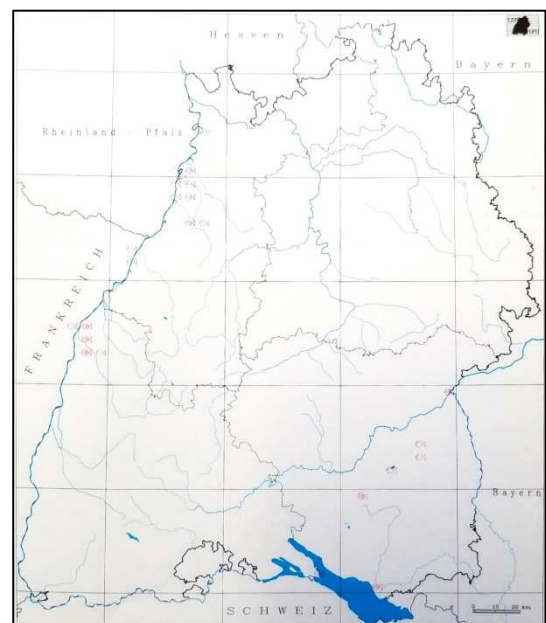


Abbildung A-16: Schlammpeitzger (Landesfischereiverband Bayern 15.05.2018)

Im Sommer erwärmen sich die Gewässer des Schlammpeitzgers mitunter stark, unterliegen Sauerstoffzählungen und können zeitweise trocken fallen. An diese, für Fische üblicherweise lebensbedrohlichen Bedingungen hat sich der Schlammpeitzger physiologisch angepasst. Er ist in der Lage, akzessorisch über den Darm zu atmen, indem er Luft verschluckt; daneben kann er Sauerstoff über seine Haut aufnehmen. Mit Hilfe dieser Anpassungen können Schlammpeitzger auch das zeitweilige Trockenfallen ihres Lebensraumes im feuchten Untergrund eingegraben überdauern. Bei sehr geringen Wasserständen und im Winter gräbt er sich im Schlamm ein und verfällt in eine Art Dauerschlaf, der bei ungünstigen Bedingungen bis zu einem Jahr andauern kann (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1978, DUSSLING & BERG 2001). [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Restbestände des Schlammpeitzgers sind gegenwärtig vorrangig in oberschwäbischen Riedgräben und nordbadischen Altrheingebieten zu suchen [2]. Entlang der Badischen Oberrheinebene sind vereinzelte Vorkommen des Schlammpeitzgers bei Kehl, Rastatt und nördlich von Karlsruhe bekannt (DUSSLING & BERG 2001). Für die Zeit vor dem Jahr 2000 führt PÄTZOLD (in ILN 2003) Fundorte im Untersuchungsraum für den Bachkanal bei Eggenstein, den Rheinniederungskanal nördlich von Karlsruhe, das Herrenwasser bei Hochstetten, im Eggensteiner- wie dem Rußheimer Altrhein, im Niederauwasser und im kleinen Bodensee an. [1]



Die Art ist auf 17 von 1161 (1,5 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 61 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 10 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_H = 8$) beschrieben [2], woraus R_H mit 3 (15501 bis 61000 Paare) interpoliert wird.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Zone A WWRW: Der Tieflachgraben am Rande der Zone A ist als Lebensstätte des Schlammpeitzgers beschrieben.

Zone B: Tieflachgraben und bachabwärts gelegener Federbach.

Zone C: Flachlandbäche der Rheinaue entlang der Gestadekante sind als Lebensstätten kartiert.

Grundwasserabhängigkeit

Die besiedelten Gewässer im Untersuchungsgebiet sind zumeist Grundwasser-gespeist und weisen hierdurch eine hohe Grundwasserabhängigkeit auf. Durch seine spezielle Lebensweise ist der Schlammpeitzger dabei aber wie kein anderer Fisch auf eine starke Dynamik in den Wasserspiegellagen bis hin zur Austrocknung der Gewässer angepasst. Letztere ist vermutlich sogar temporär im Jahr notwendig, um der Art Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Fischarten zu verschaffen. Sommerliche Trockenphasen von mehreren Monaten (sogar bis zu einem Jahr) können eingegraben in den Schlamm überdauert werden.

FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [2]

- Wasserentnahme aus Oberflächengewässern
- Verbauung und Verrohrung von Oberflächengewässern
- Abwasserbelastung
- PSM- und Düngemittelbelastung
- Gewässerunterhaltung durch maschinelles Grabenfräsen

Schutzmaßnahmen [2]

- Verringerung von Nähr- und Schadstoffeinträgen in die Fließgewässer
- Grabenräumung fischschonend und Abschnittsweise (vgl. Merkblatt der LUBW)

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Die Art profitiert von einer starken Dynamik in den Wasserständen der besiedelten Gräben und Fließgewässern (Maßnahme E1).

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf die Wasserqualität besiedelter und besiedelbarer Fließgewässer und Gräben auswirken von denen die Art profitieren würde.

[1XXX] Übrige Fische

Quellen: [1] LUBW (2017) / [2] DUßLING & BERG (2001)

Die übrigen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Fischarten sind auf die Zonen B und C beschränkt [1]. Eine Ausnahme ist das Bachneunauge in der Alb, das zwar bis in Zone A (WWDW) hinein vorkommt, für das dort aber keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden ist. In der Folge bestehen weder Konflikte noch Verbesserungspotentiale seitens der Trinkwassergewinnung.

Zur Dokumentation der Ableitung der hydroökologischen Bewertung sind daher die Einstufungen der Grundwasserabhängigkeit sowie die Ableitung der Rangwerte R_{GF} und R_F dargestellt.

[1096] Bachneunauge

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 114 von 1161 (9,8 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 58 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 56 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 5 (1001 bis 4000 Paare) interpoliert wird. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

[1099] Flussneunauge

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 5 von 1161 (0,4 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 2 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 3 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 6 (251 bis 1000 Paare) interpoliert wird. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

[1163] Groppe

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 8 von 1161 (0,7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 1 Quadrant als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 7 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 7 (61 bis 250 Paare) interpoliert wird. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

[1106] Lachs

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 16 von 1161 (1,4 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 3 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 13 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 7 (61 bis 250 Paare) interpoliert wird.

[1102] Maifisch

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 8 von 1161 (0,7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf allen Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], weshalb R_F mit 8 (13 bis 60 Paare) bestimmt wird.

[1095] Meerneunauge

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 8 von 1161 (0,7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 1 Quadrant als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 7 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 7 (61 bis 250 Paare) interpoliert wird. FA_I wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

[1130] Rapfen

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 36 von 1161 (3,1 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 16 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 20 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 5 (1001 bis 4000 Paare) interpoliert wird.

[1149] Steinbeißer

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Die Art ist auf 8 von 1161 (0,7 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet [2]. Sie ist auf 6 Quadranten als verbreitet bis häufig ($R_F = 2$), auf 11 Quadranten als vereinzelt bis selten ($R_F = 8$) beschrieben [2], woraus R_F mit 6 (251 bis 1000 Paare) interpoliert wird. FA_I wurde mit 0, FA_0 mit 100 cm angesetzt (für exfiltrierende Fließgewässer, für die größere Grundwasserflurabstände vorliegen, wird ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen).

[1166] Nördlicher Kammolch (*Triturus cristatus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.217ff) / [3] LUBW (2017) / [4] Oldham et al. (2000)

Der Kammolch ist die größte mitteleuropäische Molchart. Entlang des Rückens bildet das Männchen im Frühjahr ein Hochzeitskleid mit einem hohen, deutlich gezackten Rückenkamm aus, dem die Art ihren Namen verdankt und der ihm ein drachenähnliches Aussehen verleiht. Die Weibchen besitzen keinen Kamm. Von anderen einheimischen Molcharten unterscheidet sich die Art durch die mit schwarzen Flecken durchsetzte intensive Gelbfärbung des Bauches. [1]



Abbildung A-17: Kammolch
Foto: Stephan / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Kammolche können fast alle Typen stehender Gewässer besiedeln, meiden jedoch stark saure sowie Fließgewässer. Ideal sind größere, besonnte, mindestens 70 cm tiefe und fischfreie Gewässer mit reicher Unterwasservegetation, lehmigem Untergrund und nur wenig Faulschlamm am Boden. Oft bewohnt die Art Gewässer in Auwäldern oder in Abbaugeländen wie Kiesgruben und Steinbrüchen. In der Nähe sollten sich geeignete Landlebensräume befinden wie Nasswiesen, lichte Wälder oder Brachen. An Land nutzen Kammolche Steinhäufen, Mäusebauten, vermodernde Baumstämme sowie Holzstapel als Tagesverstecke.

Nach [4] sind Gewässer für den Kammolch besonders geeignet, die im Abstand einiger Jahre (optimal einmal pro Jahrzehnt) trocken fallen und so den Fischbestand eliminieren.

Kammolche wandern im Frühjahr zur Paarung und Eiablage in die Laichgewässer. Der Paarung geht ein beeindruckendes Balzspiel voran, bei dem das Männchen seine Breitseite präsentiert und entweder eine Art Katzenbuckel oder Handstand macht. Durch peitschenartige Schläge mit dem Schwanz werden dem Weibchen Duftstoffe aus der Kloake zugefächelt. Für die Eiablage biegt das Weibchen mit den Hinterfüßen Wasserpflanzenblätter so um, dass Taschen entstehen. Auf diese Weise sind die darin festgeklebten Eier gut getarnt. Während des Aufenthalts im Gewässer ernähren sich erwachsene Kammolche von Wasserinsektenlarven, Wasserasseln, Wasserschnecken sowie von Amphibienlarven und -eiern. Auch die Larven leben räuberisch und fressen u.a. Wasserflöhe und Mückenlarven. An Land stehen vor allem Regenwürmer, Schnecken, Insekten und deren Larven auf ihrem Speiseplan.

Nach Glandt (1986 in [2]) beträgt die durchschnittliche Entfernung der Landlebensräume vom Laichgewässer 100 bis 200 m, wobei Dispersionswanderungen von 1300 m von Kupfer (1998) festgestellt wurden.

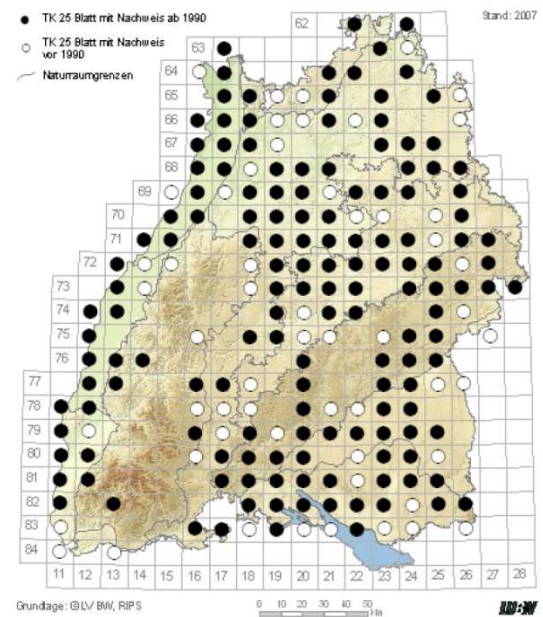
Verbreitung in Baden-Württemberg

Der Kammolch ist in Baden-Württemberg weit, aber nicht gleichmäßig verbreitet. Die Verbreitungsschwerpunkte bilden die nördliche Oberrheinebene, das westliche Bodenseegebiet, das Alpenvorland einschließlich Donautal und die Region am mittleren Neckar. Im Schwarzwald und in der zentralen und westlichen Schwäbischen Alb fehlt er weitgehend. [1]

Die Art ist auf 226 von 1161 (20 %, $R_{GF} = 9$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. In Anlehnung an die vorliegenden Beobachtungsdaten [2] wird der R_F -Wert mit 6 (251 bis 1000 reproduzierende Tiere) abgeschätzt.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Von den 1980er Jahren bis zu den 1990er Jahren erfolgte ein Rückgang der Kammolch-Nachweise in Baden-Württemberg um ca. 50 %. Eine nach Populationsgröße und -vernetzung befriedigende Bestandssituation ist nur noch am nördlichen Oberrhein und im westlichen Bodenseegebiet gegeben. In anderen Gebieten sind die Populationen klein, zerstreut und stark isoliert. Landesweit sind nur 18 Laichgewässer mit mehr als 50 gesichteten Exemplaren registriert. [1]



Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

105 Nachweise liegen für das Gesamtbewirtschaftungsgebiet vor.

Zone A WWDW: 2 Nachweise im zentralen Bereich (Vautenbruch) sowie 1 Nachweis in Bombentrichtern im Nordosten

Zone A WWRW: 2 Nachweise im Zulauf des Tieflachgrabens südöstlich von Elchesheim, 1 Nachweis am Alten Federbach Nähe Würmersheim

Zone B: WWDW: Nachweise aus dem Bruchwald westlich von Weiherfeld, aus dem Oberwald sowie vom Gleisdreieck östlich des Güterbahnhofs; WWMW: Tiefgestade südlich von Mörsch; WWRW: Zahlreiche Nachweise im Bereich der Rheinaue.

Zone C: Weitere Nachweise

Grundwasserabhängigkeit

Die Gewässer mit Vorkommen des Kammolchs im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe sind alle direkt an das Grundwasser angeschlossen. Eine Veränderung des Grundwasserspiegels führt direkt zu einer Beeinflussung der Fortpflanzungslebensräume. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Beseitigung von Laichgewässern (Verfüllung, Trockenlegung)
- Veränderung der Uferstruktur (z.B. Beseitigung der Flachwasserzonen), zunehmende Beschattung
- Entfernen der Unterwasservegetation
- Fischbesatz in Laichgewässern
- Überhöhte Stickstoffeinträge und Gefährdung durch Biozide
- zunehmende Isolierung der Populationen

Schutzmaßnahmen [1]

- Erhaltung bzw. Neuanlage von Aufenthalts- und Laichgewässern einschließlich der Landlebensräume und der Wanderkorridore zwischen den jeweiligen Teillebensräumen
- Offenhaltung der Laichgewässer (Beschattung verhindern)
- Verhinderung des Eintrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in die Laichgewässer durch Einrichtung von Pufferzonen in Form von Grünland und Gebüsch
- Verhinderung von Fischbesatz in Kleingewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich vornehmlich bei einer dauerhaften Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben.

Die größten Potentiale für die Art ergeben sich mit der mittelfristigen Stilllegung des WWDW, so dass rund es für die zahlreichen Nachweise im Randbereich der Zone A und B zu einer Aufhöhung der Wasserstände kommt. Im laufenden Entnahme-Management können nur im Bereich der Vorkommen am Tieflachgraben-zulauf (WWRW) die Wasserstände in geringem Maße beeinflusst werden. Da der Kammolch in der Regel aber in etwas tieferen Gewässern reproduziert, haben die in diesem Bereich hervorrufbaren Grundwasserstands-Schwankungen von < 10 cm keine Wirkung.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW, besonders im Bereich der Vorkommen im Zulauf des Tieflachgrabens (südöstlich von Elchesheim sowie am Alten Federbach (Nähe Würmersheim), würde sich positiv auf den Landlebensraum und das Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1193] Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.287ff) / [3] LUBW (2017)

Die im Volksmund gelegentlich als „Feuerkröte“ oder „Bergunke“ bezeichnete Gelbbauchunke ist an der gelb und dunkel marmorierten Bauchseite, leicht erkennbar. Die warzige Oberseite ist dagegen graubraun gefärbt, die Pupille herzförmig. Die leisen, aber weit tragenden Rufe klingen wie „uh..uh..uh“. Bei Gefahr können Gelbbauchunken die sogenannte Kahnstellung einnehmen, bei der sie auf dem Bauch liegend die Beine so hoch biegen, dass ihre leuchtende Unterseite sichtbar wird. So sollen potentielle Feinde in die Flucht geschlagen werden.



Abbildung A-18: Gelbbauchunke
Foto: Waitzmann / Archiv LUBW

[1]

Lebensraum & Lebensweise

Im Gegensatz zur Rotbauchunke, die ausgedehnte Tieflandbereiche besiedelt und in Baden-Württemberg nicht vorkommt, bewohnt die Gelbbauchunke vor allem Hügelland und Mittelgebirge. Ursprünglich war sie in Klein- und Kleinstgewässern der Überschwemmungsaue von Bächen und Flüssen beheimatet. Heutzutage bewohnt die Art vor allem Sekundärlebensräume wie Kiesgruben, Tongruben, Steinbrüche und Truppenübungsplätze. Als geeignete Laichgewässer dienen wassergefüllte Wagenspuren, Suhlen, Pfützen, Tümpel und Gräben. Als Landhabitate nutzen Gelbbauchunken Feuchtwiesen, Laub- und Mischwälder sowie Ruderalflächen. [1]

Die tagaktiven Unken halten sich während des Sommerhalbjahres meist an oder in Gewässern auf. Oft treiben sie an der Wasseroberfläche, um bei Gefahr abzutauchen und sich am Gewässergrund zu verstecken. Im Wasser oder an Land erbeuten sie Insekten (z.B. Mückenlarven), Spinnen und Würmer. Die unscheinbaren Eiklumpen werden an Pflanzenstängeln befestigt oder sinken auf den Grund. Für die erfolgreiche Entwicklung des Nachwuchses binnen ein bis zweieinhalb Monaten kommen nur Gewässer infrage, die kaum Feinde oder Konkurrenten enthalten und länger als einen Monat Wasser führen. Die Larven ernähren sich vor allem von Algenbewuchs, den sie abweiden. Als Pionierart zeigt sie eine hohe Wanderbereitschaft, um rasch neue Laichgewässer zu besiedeln. [1]

Nach Rzehak (1984 in [2]) beträgt der Aktionsradius 400 bis 700 m, bei Jungtieren 900 m. Maximale Wanderdistanzen mit 1,6 km wurden nachgewiesen.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Baden-Württemberg liegt im Verbreitungszentrum der Gelbbauchunke und hat deshalb eine besondere Verantwortung für deren Arterhaltung in Europa. Verbreitungsschwerpunkte sind Kraichgau, Stromberg, Neckarbecken und das Schwäbische Keuper-Lias-Land, die mittlere und südliche Oberrheinebene mit der sich daran anschließenden Vorbergzone des Schwarzwalds, das Bodenseebecken sowie weite Teile des Donautals. In Lagen über 750 m ü. NN fehlt die Art fast völlig. [1]

Die Art ist auf 694 von 1161 (60 %, $R_{GF} = 5$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. In Anlehnung an die in [2] vorliegenden Beobachtungsdaten wird der R_F -Wert mit 5 (1000 bis 4000 reproduzierende Tiere) abgeschätzt.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Gelbbauchunke ist an dynamische Prozesse angepasst. In Materialentnahmestellen können sich bei Entstehung von großflächigen Störstellen mit Rohbodengewässern große Bestände bilden, die infolge von Rekultivierung oder Sukzessionsprozessen wieder zusammenbrechen. Doch auch unter Berücksichtigung dieser für die Art typischen Schwankungen ist seit den 1980er Jahren in Baden-Württemberg eine rückläufige Tendenz der Bestände zu erkennen. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Aus dem Bewirtschaftungsgebiet liegen 45+19 Nachweise mit 4 Verbreitungsschwerpunkten vor: Die meisten Nachweise stammen vom Weingartner Moor. Zwei Nachweise liegen aus dem Gebiet des Karlsruher Klärwerks und dem angrenzenden, abgesperrten Militärgelände vor, 3 Nachweise aus Fritschlach und äußerem Kastenwört, 8 Nachweise aus der flussnahen Rheinaue bei Aue am Rhein und Elchesheim-Illingen, 4 Nachweise aus den Wäldern rund um das WWRW, 8 Nachweise aus der Rheinaue bei Plittersdorf, 2 Nachweise südl. Ötigheim.

Zone A WWRW: 6 Nachweise: 2 Alter Federbach südwestlich von Würmersheim, 2 Tieflachgraben Gewinn Bruchwald, 2 Zulauf des Alten Federbachs westlich von Bietigheim → der Waldbereich des FFH-Gebiets ist in Zone A als Lebensstätte ausgewiesen

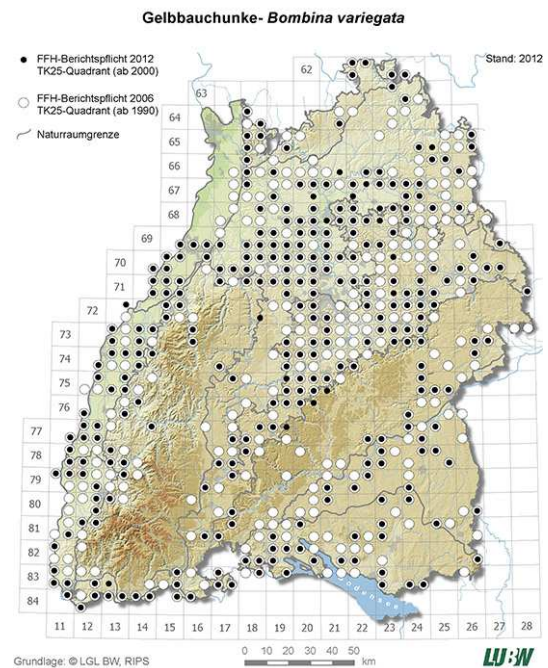
Zone B: WWHW: Karlsruher Klärwerk sowie das angrenzende Militärgelände mit ausschließlich grundwasser gespeisten Gewässern. WWRW: Rheinaue nördlich von Illingen.

Zone C: Weingartner Moor, Rheinaue zwischen Kastenwört und Plittersdorf, Wälder südlich von Ötigheim.

Grundwasserabhängigkeit

Die Reproduktionsgewässer sind häufig verdichtete Wagenspuren, in denen sich Niederschlagswasser sammelt und für die keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden ist.

Im Bewirtschaftungsgebiet sind die Niederschläge für derartige Vorkommen zu gering und die Böden zu wasser durchlässig. Vorhandene Vorkommen liegen in Gewässern, die über Grundwasseranschluss verfügen und deren Wasserspiegel (und Trockenfallen) sehr stark von der Grundwasserdynamik abhängt. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.



Gefährdungsursachen

- Beseitigen von (Klein-)Gewässern durch Absenkung des Grundwasserspiegels
- Verfüllung oder sonstige Rekultivierung von Abbaugruben wie Kiesgruben und Steinbrüchen bzw. deren natürliche Wiederbewaldung
- Ausbau von Fließgewässern und Beseitigung von Überschwemmungsflächen
- Kalikokrebsbesatz in Laichgewässern [ergänzt]
- Fischbesatz in Laichgewässern
- Belastung der Gewässer durch Schadstoffeinträge

Schutzmaßnahmen

- Sicherstellung einer nachhaltigen Ausstattung mit Laichgewässern, Landlebensräumen und Wanderkorridoren zwischen den jeweiligen Teillebensräumen (Berücksichtigung bei Rekultivierungen von Abbaugruben)
- Sicherstellung eines Gewässermosaiks mit ausreichender Sonneneinstrahlung
- Förderung der Fließgewässerdynamik (z.B. durch Rückbau von Uferbefestigungen)
- Anlage von Überschwemmungstümpeln entlang von Fließgewässern (Zulassen von Hochwasserdynamik) bzw. Einplanen von Überschwemmungsflächen und -tümpeln bei der Renaturierung von Fließgewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich vornehmlich durch eine dauerhafte Steigerung der Grundwasserentnahme und dem damit verbundenen Trockenfallen von Reproduktionsgewässern ergeben. Potentiale gibt es am ehesten für das WWRW, indem die Wasserführung von Reproduktionsgewässern in der Reproduktions- und Larvalphase (April bis September) optimiert wird. Da dieser Zeitraum sehr lang ist, sollten sekundäre Reproduktionsgewässer besser durch Veränderung der Sohlage optimiert werden. Von einer Reduktion der Grundwasserentnahme im März bis Mai würde die Art in jedem Fall mit profitieren, da je nach Temperatur eine Wasserführung von vier Wochen im April/Mai für eine erfolgreiche Reproduktion bereits genügen kann. [Entnahmema-
nagement-Variante E1]

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf den Landlebensraum und das Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1197] Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.193ff) / [3] LUBW (2017)

Durch Grabschaukeln an den Hinterbeinen besitzt die Knoblauchkröte von allen heimischen Amphibienarten das beste Grabvermögen. Der Kopf ist groß, die Schnauze kurz und breit gerundet, die stark hervortretenden Augen mit senkrecht stehenden Pupillen treten stark hervor. Die grau gefärbte Körperoberseite ist mit braunen Flecken gezeichnet und weist oft rötliche Tüpfel auf. Bei Berührung können die Tiere ein Drüsensekret absondern, das bei manchen Individuen nach Knoblauch riecht. [1]



Abbildung A-19: Knoblauchkröte

Foto: Wirsing

Lebensraum & Lebensweise

Die Knoblauchkröte besiedelt als ursprüngliches Steppentier offene, waldarme Lebensräume mit lockeren Böden, in die sie sich leicht eingraben kann. Sandige Böden werden bevorzugt, aber auch schwerere Lehm-, Löss- und Ackerböden werden akzeptiert. In Mitteleuropa bewohnte die Art die Überschwemmungszonen großer Flusstäler mit Schwemmsandbereichen und Dünen. Da diese Primärhabitats heute fehlen, ist die Art auf vom Menschen geschaffene Sekundärlebensräume, wie Kies- und Sandabbaugebiete, Truppenübungsplätze, Spargelfelder und Ackerbrachen angewiesen. Als Laichgewässer dienen nährstoffreiche, besonnte Stillgewässer, die Flachwasserbereiche und Wasserpflanzen aufweisen. Geeignet sind auch temporäre Gewässer wie Druckwasser- und Überschwemmungstümpel. [1]

Den Winter verbringen Knoblauchkröten, bis zu 60 cm tief im Boden eingegraben, in unmittelbarer Nähe der Laichgewässer. Im April und Mai werden nach erfolgreicher Balz die bis zu 70 cm langen Laichschnüre, spiralig um Wasserpflanzenstängel herumgewickelt. Die Entwicklung vom Ei über die Kaulquappe zum jungen Frosch dauert in der Regel 3 bis 4 Monate. Die Kaulquappen fressen sowohl lebendes als auch totes pflanzliches und tierisches Material. Mit einer Länge von 10 cm, in Ausnahmefällen auch 22 cm, sind sie die größten einheimischen Amphibienlarven. Die Jungkröten messen nach der Umwandlung noch etwa 2,0 bis 3,5 cm. Auf dem Speiseplan der Kröten stehen vor allem Laufkäfer, Schnecken und Regenwürmer. Tagsüber liegen sie meist in lockerem Untergrund eingegraben, um sich z.B. vor der Trockenheit zu schützen. [1]

Nach Blab (1973 in [2]) halten sich die Tiere in der Regel in einem Umkreis von 400 bis 600 m auf, wobei Wanderdistanzen von 2,8 km Kilometern nachgewiesen wurden (Blitz et al. 1996 in [2]).

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg ist die Art auf die Oberrheinebene beschränkt. Vor allem der Abschnitt zwischen Rastatt und Mannheim ist besiedelt, daneben gibt es Funde nahe dem Kaiserstuhl. [1]

Die Art ist auf 31 von 1161 (3 %, $R_{GF} = 10$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Aus Baden-Württemberg liegen 160 Angaben zu Fundorten vor, wobei im Mittel etwa 20 Adulte (= 10 Reproduzierende) genannt werden [2]. Der R_F -Wert wird mit 5 (1001 bis 4000 reproduzierende Tiere) angenommen.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Art war früher sowohl in der südlichen als auch in der nördlichen Oberrheinebene weiter verbreitet. In den letzten 20 Jahren sind viele Vorkommen am gesamten Oberrhein, am stärksten im Süden, erloschen. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets kommt die Art auf 7 Messtischblatt-Quadranten vor. Exakte Artnachweise liegen nur für die Zonen A sowie aus eigenen beauftragten Gutachten vor.

Zone A MW: 4 Artnachweise im Bereich des NSG Dreispitz, 3 weitere Nachweise in der Trockenbaggerung im Norden der Zone A.

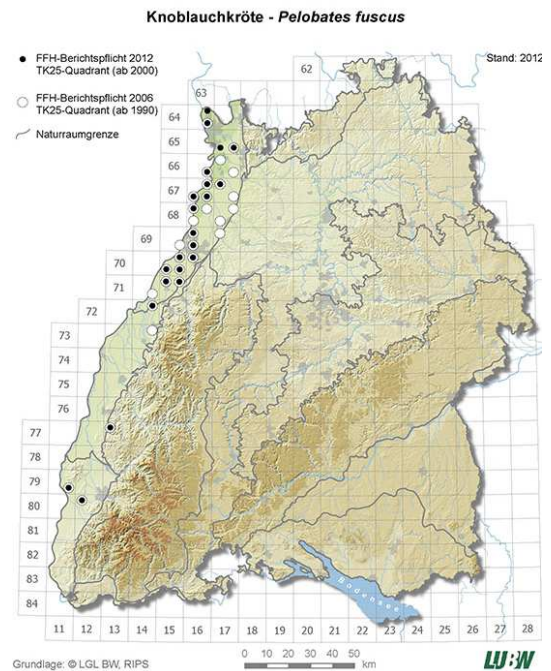
Zone B: 4 Artnachweise westlich Rüppurr zwischen Reiherbach und Bahnlinie (WWDW), 2 Nachweise im Süden des WWMW: östlich des Glaser Sees sowie im NSG südöstlich des Stürmlinger Sees. Für das WWRW ist von unbekanntem Vorkommen auszugehen.

Zone C: Es sind weitere nicht genauer bekannte Vorkommen vorhanden.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art nutzt im Untersuchungsgebiet unterschiedliche Typen an Fortpflanzungsgewässern, die alle grundwasserabhängig sind. Westlich von Rüppurr werden natürliche Geländesenken genutzt, die ihre Wasserführung bei mittleren bis tiefen Grundwasserständen verlieren und damit eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit aufweisen.

Die übrigen Fortpflanzungsgewässer stellen Sekundärlebensräume im Umfeld von Sandabbaugebieten dar. Je nach Dimensionierung der Sohlage kommt es temporär auch zum Austrocknen der Gewässer, was im Hinblick auf potentiellen Fisch- oder Kamberkrebsbesatz von Vorteil ist. Eine Verbesserung des Erhaltungszustands der Knoblauchkröte ist in diesen Bereichen durch eine möglichst natürliche Grundwasserstandsdynamik zu erreichen, wobei den Spitzen des Grundwasserstandspulses eine besondere Bedeutung für die Fortpflanzung zukommt. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.



Gefährdungsursachen [1]

- Verfüllung oder sonstige Rekultivierung von Abbaugruben wie Kies- und Sandgruben bzw. deren natürliche Wiederbewaldung
- Ausbaumaßnahmen an Fließgewässern (z.B. Beseitigung von Flachwasserzonen)
- Veränderungen der Grundwassersituation (Entwässerung, Zerstörung der Dynamik in Flussaue)
- Umwandlung von extensivem Feuchtgrünland in intensiv genutzte Flächen
- Tiefpflügen, Pestizideinsatz
- Fischbesatz in Laichgewässern
- Mangelnde Biotopvernetzung

Schutzmaßnahmen [1]

- Gewährleistung der fortwährenden Neuschaffung von Laichgewässern in Sekundärlebensräumen wie Kies- und Sandgruben auch nach Nutzungsaufgabe
- Erhaltung des natürlichen Überflutungsregimes sowie des offenen Charakters des Landlebensraumes
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen
- Entfernen von Besatzfischen aus Laichgewässern
- Verhinderung des Eintrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in die Laichgewässer (z.B. aus angrenzenden Flächen) durch Einrichtung von Brachflächen als Pufferzonen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich bei einer starken und langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben, die nachteilige Auswirkungen auf aquatische und terrestrische Lebensräume hat.

Potentiale sind im Erhalt einer möglichst hohen Grundwasserstandsdynamik vorhanden. Dies bedeutet eine saisonal ungleich verteilte Grundwasserentnahme im Wasserwerk Mörscher Wald. Sind lokal möglichen Schädigungen der Population nicht auszuschließen, können durch die Schaffung kleiner Sekundärgewässer große Verbesserungen erreicht werden, da der Erhaltungszustand der Populationen am stärksten von neu entstehenden Fortpflanzungsgewässern abhängt. Die langfristige Stilllegung des Wasserwerks Durlacher Wald wird zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die Population westlich von Rüppurr führen.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf Landlebensraum, Wanderkorridore und Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1201] Wechselkröte (*Bufo viridis*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.357ff) / [3] LUBW (2017)

Das charakteristische dunkelgrüne Fleckenmuster bei einer hellen Grundfärbung macht die Wechselkröte unverwechselbar. Die Art besitzt die Fähigkeit zu einem - allerdings recht schwach ausgeprägten - physiologischen Farbwechsel, was ihren deutschen Namen erklären könnte. Zur Paarungszeit geben die Männchen nachts trillernde, bis zu zehn Sekunden andauernde Rufe von sich, die wie „ürrr“ klingen und dem Zirpen der Maulwurfsgrille ähneln. [1]



Abbildung A-20: Wechselkröte
Foto: Waitzmann / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Als Steppenart besitzt die Wechselkröte eine enge Bindung an trocken-warme Landschaften mit geringer Walddichte und geringen jährlichen Niederschlägen. In Mitteleuropa bewohnt sie vor allem Kies- und Sandgruben, Steinbrüche, Truppenübungsplätze, vegetationsarme Ruderalflächen und Industriebrachen sowie Felder und stillgelegte Ackerflächen. Selbst in Hausgärten, Parkanlagen, Bahndämmen und Weinbergen trifft man die Art gelegentlich an. Als Laichgewässer dienen der Art in Baden-Württemberg stark sonnenexponierte, vegetationsarme Stillgewässer mit flach auslaufenden Ufern, wie z.B. wassergefüllte Senken auf Äckern und Wiesen, Tümpel, Teiche, Rückhaltebecken, Altarme und Baggerseen. Als Pionierart kann die Wechselkröte neu entstandene Gewässer spontan besiedeln. [1]

Durch die natürliche Besiedelung mit Wasserpflanzen eignen sich die von den Wechselkröten genutzten Laichgewässer oft nach wenigen Jahren nicht mehr für die Fortpflanzung. Daher sind Wechselkröten häufig gezwungen, sich auf die Suche nach neu entstandenen Gewässern zu machen, wobei sie Strecken von mehreren Kilometern zurücklegen können. Die Tiere sind vor allem in der Dämmerung und nachts aktiv und erbeuten Regenwürmer, Insekten und Schnecken. Die Laichperiode fällt in den Zeitraum zwischen Ende April und Juni. Ein einzelnes Weibchen kann in seiner paarigen, 2-4 m langen Laichschnur mehr als 10000 Eier abgeben. Die Larven ernähren sich von Detritus und Algenaufwuchs und können sich meist nur in fischfreien Gewässern entwickeln. [1]

Der Lebensraum einer Metapopulation umfasst die Gewässer in einem Umkreis von 8 bis 10 km (Geil 1962 in [2]).

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg besiedelt die Wechselkröte die trocken-warmen Gebiete, so die nördliche Oberrheinebene, den Kraichgau, die Weinanbaugebiete am unteren Neckar sowie die im Regenschatten des Schwarzwalds gelegenen Oberen Gäue. [1]

Die Art ist auf 109 von 1161 (9 %, $R_{GF} = 10$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Für 189 Fundorte in Baden-Württemberg kann die Anzahl rufender Männchen mit im Mittel etwa 25 angenommen werden [2]. Die Anzahl der Reproduktionsgewässer verändert sich fortwährend und wird vorsichtig mit einer Größenordnung von 150 angenommen. Damit kann R_F mit 5 (1001 bis 4000 reproduzierende Tiere) abgeschätzt werden.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Bezogen auf das ganze Bundesland ist eine leichte Abnahme der Bestände im Verlauf der letzten zehn Jahre erkennbar. Da Abbaugelände für die Wechselkröte eine große Bedeutung haben und diese oft einem schnellen Wandel unterliegen können, muss jedoch immer mit kurzfristig einsetzenden Bestandsveränderungen gerechnet werden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets liegen 43 Artmeldungen vor.

Zone A: WWHW: 1 Nachweis eines wandernden Tieres auf der Niederterrasse (Bahnlinie S1/S11)

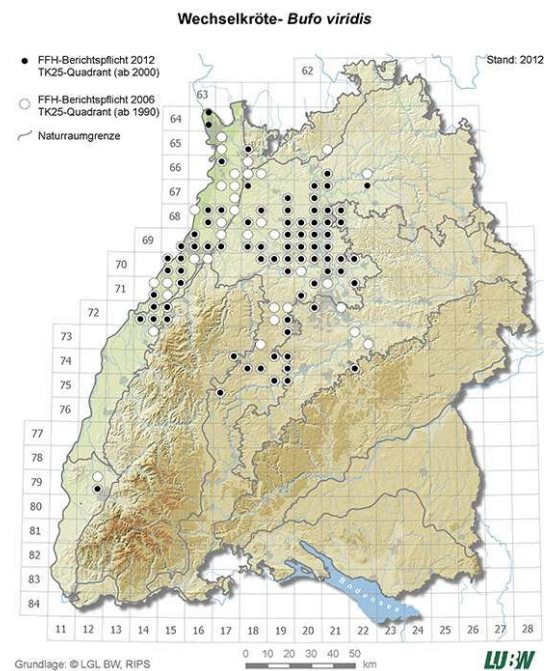
Zone B: WWDW: 1 Nachweis aus der Albiederung zwischen Reiherbach und Bahnlinie westlich von Rüppurr, 1 Nachweis aus dem Bereich des Gleisdreiecks östlich des Güterbahnhofs; WWMW: Je 1 Nachweis vom Stürmlinger See und dem südöstlich gelegenen NSG, 1 weiterer Nachweis vom Hurstsee; WWRW: Einige Nachweise nördlich von Illingen sowie nördlich von Steinmauern.

Zone C: Es sind weitere Vorkommen vorhanden.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art nutzt im Untersuchungsgebiet unterschiedliche Typen an Fortpflanzungsgewässern, die alle grundwasserabhängig sind. Westlich von Rüppurr werden natürliche Geländesenken genutzt, die ihre Wasserführung bei mittleren bis tiefen Grundwasserständen verlieren und damit eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit aufweisen.

Die übrigen Fortpflanzungsgewässer stellen zum einen Teil Sekundärlebensräume im Umfeld von Sandabbaugebieten dar. Je nach Dimensionierung der Sohllage kommt es temporär auch zum Austrocknen der Gewässer, was im Hinblick auf potentiellen Fisch- oder Kamberkrebsbesatz von Vorteil ist. Zum anderen stellen sie alte verlandende Schluten der Rheinaue dar. Eine Verbesserung des Erhaltungszustands der Wechselkröte ist in diesen Bereichen durch eine möglichst natürliche Grundwasserstandsdynamik zu erreichen, wobei den Spitzen des Grundwasserstandspulses eine besondere Bedeutung für die Fortpflanzung zukommt. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.



Gefährdungsursachen [1]

- Verfüllung oder sonstige Rekultivierung von Abbaugruben wie Kiesgruben und Steinbrüchen bzw. deren natürliche Wiederbewaldung
- Veränderung der Uferstruktur (z.B. Beseitigung von Flachwasserzonen)
- Grundwasserabsenkung in den Flussauen, Trockenlegen von Überschwemmungswiesen, Tümpelverfüllung
- Heckenrodung
- Fischbesatz in Laichgewässern

Schutzmaßnahmen [1]

- Gewährleistung der fortwährenden Neuschaffung von Laichgewässern in Sekundärlebensräumen wie Kiesgruben und Truppenübungsplätzen auch nach Nutzungsaufgabe
- Erhaltung des offenen Charakters des Landlebensraums
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen
- Entfernen von Besatzfischen aus Laichgewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich bei einer starken und langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben, die nachteilige Auswirkungen natürliche Fortpflanzungsgewässer hat.

Potentiale sind im Erhalt einer möglichst hohen Grundwasserstandsdynamik vorhanden. Dies bedeutet eine saisonal ungleich verteilte Grundwasserentnahme über die Wasserwerke. Dies kann zumindest für den intakten Biotopverbund rund um das WWRW zu einer Ausbreitung der Wechselkröte auch in die Zone A führen. Sind lokal mögliche Schädigungen der Population nicht auszuschließen, können durch die Schaffung kleiner Sekundärgewässer große Verbesserungen erreicht werden, da der Erhaltungszustand der Populationen am stärksten von neu entstehenden Fortpflanzungsgewässern abhängt. Die langfristige Stilllegung des Wasserwerks Durlacher Wald wird zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die Population westlich von Rüppurr führen.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf den Landlebensraum, Wanderkorridore und das Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1202] Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.335ff) / [3] LUBW (2017)

Die Kreuzkröte als die kleinste einheimische Krötenart verdankt ihren Namen dem „Kreuz“, das sich bei den meisten Tieren als schmaler, gelber Streifen über den Rücken zieht. Ihre Körperoberseite ist oliv-bräunlich mit roten Warzen, die Unterseite schmutzig weiß bis hellgrau gefärbt, die Pupillen stehen waagrecht. Aufgrund der kurzen Beine bewegt sie sich nicht springend fort, sondern eher mäuseähnlich laufend. Die große, kehlständige Schallblase der Männchen ermöglicht ein lautes, weithin hörbares Rufen, meist im Chor. [1]



Abbildung A-21: Kreuzkröte
Foto: Wirsing

Lebensraum & Lebensweise

Die ursprünglich genutzten Habitate der Kreuzkröte, wie offene Sand- und Kiesbänke sowie Überschwemmungstümpel in den naturnahen Flussauen existieren kaum noch. Daher besiedelt die Kreuzkröte heutzutage offenes bis halboffenes, trocken-warmes Gelände mit meist lockerem Untergrund, das sie in Sekundärbiotopen wie Kies- und Sandgruben sowie Truppenübungsplätzen vorfindet. Als typische Laichplätze bevorzugt die Art sonnige, flache Kleinstgewässer mit spärlichem Pflanzenbewuchs, da diese fischfrei und oft arm an wirbellosen Fressfeinden sind. Größere Gewässer können besiedelt werden, wenn sie entsprechende Flachwasserzonen aufweisen. Die zunehmende Verbuschung in Land- und Laichhabitaten führt zum Verschwinden der Kreuzkröte, was typisch für eine Pionierart ist. [1]

Tagsüber verstecken sich Kreuzkröten in selbst gegrabenen Bodenverstecken, unter flachen Steinen oder in Mäusegängen. Nachts erbeuten sie vor allem Käfer, Ameisen, Fliegen und Spinnen. Zwischen April und Juli halten sich die paarungsbereiten Tiere in der Umgebung der Laichgewässer auf. Als Anpassung an das hohe Austrocknungsrisiko der stark besonnten, flachen Tümpel besitzt die Kreuzkröte die kürzeste Entwicklungszeit aller heimischen Froschlurche: vom Ei zur Jungkröte benötigt sie im Extremfall nur 2,5 Wochen, meistens zwischen 4 bis 12 Wochen. Außerdem ist nach erfolgloser Frühjahrsbrut ein erneutes Ablaihen möglich. Die Larven fressen organisches Material wie Detritus, Algen, Kot, Laich und Tierleichen. Die erwachsenen Tiere überwintern im Erdreich. [1]

Nach Sinsch (1992 in [2]) halten sich die Tiere während der Reproduktionsperiode in der Regel im näheren Umkreis der Laichgewässer auf (50 bis 100 m), der Sommerlebensraum erstreckt sich bis zu 1000 m um die Laichgewässer. Die Metapopulation nutzt Laichgewässer in einem Aktionsradius von 5 km.

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg besiedelt die Kreuzkröte vor allem Hochrheintal und Oberrheingraben, Baar, Donautal und Teile des Alpenvorlands. Bewaldete Mittelgebirge wie Schwarzwald und Odenwald werden gemieden. Die Region am mittleren Neckar sowie der Nordosten des Landes sind nur spärlich besiedelt. [1]

Die Art ist auf 214 von 1161 (18 %, R_{GF} = 9) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Der Gesamtbestand lässt sich nur schwer abschätzen, wobei Reproduktionsgewässer vorsichtig nach [2] mit 20 reproduzierenden Tieren

angenommen werden können. Bei etwa 500 noch besiedelten Gewässern kann R_F mit 4 (4001 bis 15500 reproduzierende Tiere) abgeschätzt werden.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Eine deutliche Abnahme ist überwiegend in den östlichen Landesteilen zu verzeichnen, im Bereich der Oberrheinebene werden die Bestände als weitgehend stabil eingeschätzt. Am nördlichen Oberrhein und am Hochrhein konnten etliche Vorkommen in den letzten Jahren nicht mehr bestätigt werden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets liegen 47 Artmeldungen vor, wobei nur für das WMMW Nachweise auf das nähere Umfeld der Brunnenlinie entfallen.

Zone A MW: 3 Artnachweise im NSG Allmendäcker, 1 Nachweis im NSG Sandgrube im Dreispitz-Mörsch, 1 Nachweis aus dem Bereich der Standortschießanlage Rheinstetten-Mörsch sowie 1 Nachweis aus der Trockenbaggerung nördlich davon.

Zone B: WWHW: 2 Nachweise in der Neureuter Niederung, ein Nachweis aus dem Umfeld des Heidesees; WWDW: Mehrere Nachweise aus der Albniederung zwischen Reiherbach und Bahnlinie westlich von Rüppurr; WMMW: 1 Nachweise beim Gut Scheibenhardt, weitere Nachweise östlich des Glaser Sees sowie im NSG südöstlich des Stürmlinger Sees sowie westlich davon. WWRW: 1 Nachweis nordwestlich von Steinmauern (weitere nicht bekannte Vorkommen sind zu erwarten).

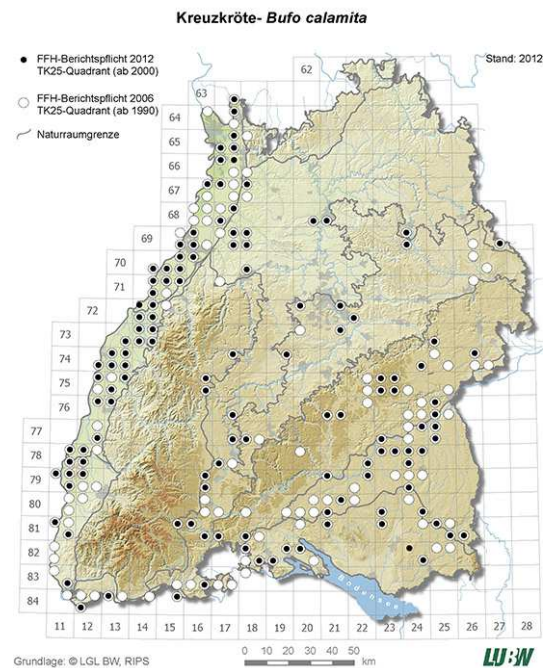
Zone C: Es sind weitere nicht genauer beschriebene Vorkommen vorhanden.

Grundwasserabhängigkeit

Die Art nutzt im Untersuchungsgebiet unterschiedliche Typen an Fortpflanzungsgewässern, die alle grundwasserabhängig sind. Westlich von Rüppurr (Überschwemmungsgebiet der Alb) werden natürliche Geländesenken genutzt, die ihre Wasserführung bei mittleren bis tiefen Grundwasserständen verlieren und damit eine sehr starke Grundwasserabhängigkeit aufweisen. Die übrigen Fortpflanzungsgewässer stellen meist Sekundärlebensräume im Umfeld von Sandabbaugebieten dar. Je nach Dimensionierung der Sohllage kommt es temporär auch zum Austrocknen der Gewässer, was im Hinblick auf potentiellen Fischbesatz von Vorteil ist. Eine Verbesserung des Erhaltungszustands der Kreuzkröte ist in diesen Bereichen durch eine möglichst natürliche Grundwasserstandsdynamik zu erreichen, wobei den Spitzen des Grundwasserstandpulses eine besondere Bedeutung für die Fortpflanzung zukommt. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Verfüllung oder sonstige Rekultivierung von Abbaugruben wie Kiesgruben und Steinbrüchen bzw. deren natürliche Wiederbewaldung
- Veränderung der Uferstruktur (z.B. Beseitigung von Flachwasserzonen)
- Grundwasserabsenkung und Zerstörung der Dynamik in Flussaunen
- Entwässerung, Tümpelverfüllung, Heckenrodung, Pestizideinsatz
- Unfallopfer durch Barrierewirkung von Straßen und Straßenentwässerungsanlagen (Gullys)
- Aussetzen von Fischen in Laichgewässer



Schutzmaßnahmen [1]

- Förderung der Fließgewässerdynamik zur Schaffung von Primärhabitaten (z.B. durch Rückbau von Uferbefestigungen)
- Gewährleistung der fortwährenden Neuschaffung von Laichgewässern in Sekundärlebensräumen wie Kiesgruben und Truppenübungsplätzen auch nach Nutzungsaufgabe (durch umfangreiche Pflegemaßnahmen)
- Erhaltung des offenen Charakters des Landlebensraums
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen
- Entfernen von Besatzfischen aus Laichgewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich bei einer starken und langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben, die nachteilige Auswirkungen auf aquatische und terrestrische Lebensräume hat.

Potentiale sind im Erhalt einer möglichst hohen Grundwasserstandsdynamik vorhanden. Dies bedeutet eine saisonal ungleich verteilte Grundwasserentnahme im Wasserwerk Mörscher Wald. Sind lokal möglichen Schädigungen der Population nicht auszuschließen, können durch die Schaffung kleiner Sekundärgewässer große Verbesserungen erreicht werden, da der Erhaltungszustand der Populationen am stärksten von neu entstehenden Fortpflanzungsgewässern abhängt. Die langfristige Stilllegung des Wasserwerks Durlacher Wald wird zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die Population westlich von Rüppurr führen.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf Landlebensraum, Wanderkorridore und Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1203] Europäischer Laubfrosch (*Hyla arborea*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.375ff) / [3] LUBW (2017)

Der Europäische Laubfrosch ist unser kleinster einheimischer Frosch. Seine Haut ist glatt und glänzend, die Oberseite ist so leuchtend grün gefärbt, dass der Ausdruck „Laubfroschgrün“ geprägt wurde. Laubfrösche sind gute Kletterer, die sogar an Glasscheiben haften können, da sie an Finger- und Zehenspitzen kleine, runde Haftballen besitzen. Früher wurde die Art oft in Einweggläsern mit einer kleinen Leiter gehalten: kletterte der Frosch nach oben, so wurde sonniges Wetter erwartet, blieb er unten, so galt dies als Schlechtwettervorhersage. [1]



Abbildung A-22: Europäischer Laubfrosch
Foto: Waitzmann / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Laubfrosch bevorzugt Lebensräume mit hohem, schwankendem Grundwasserstand und gebüschreichem, ausgedehntem Feuchtgrünland. Er ist eine Charakterart heckenreicher, extensiv genutzter Wiesen- und Auellandschaften. Seine Laichgewässer weisen flache Ufer und vertikale Strukturen wie Röhricht auf und sind gut besonnt. Die geeigneten Lebensräume reichen von naturnahen Flussauen über Teichlandschaften bis hin zu Kies- und Tongruben. Vollbeschattete Gewässer meidet er. [1]

Laubfrösche sind sowohl tag- als auch nachtaktiv. Im Laubwerk von Hochstauden, Sträuchern oder lichten Bäumen sonnen sie sich oder jagen nach Beute - im Sprung mit weit herausgeschleuderter Zunge. Auf ihrem Speisezettel stehen vor allem Fliegen, Käfer und Spinnen. Die Larven weiden vornehmlich Algen ab, gedeihen aber besser, wenn auch tierische Nahrung verfügbar ist. Zur Paarungszeit halten sich die Männchen in Gruppen im oder am Laichgewässer auf und versuchen nach Sonnenuntergang durch ihren Balzgesang Weibchen anzulocken. Die Rufe klingen wie „äpp-äpp-äpp“, sind sehr laut und manchmal noch in einer Entfernung von über einem Kilometer hörbar. Die Eier werden in Form von walnussgroßen Laichballen an Wasserpflanzen abgelegt. Nach knapp einer Woche schlüpfen die Larven aus den Eiern, die Entwicklung von der Larve zum Jungfrosch dauert ca. 40 bis 90 Tage. Durch diese recht kurze Entwicklungsdauer ist die Art in der Lage, auch temporäre Gewässer zu besiedeln. [1]

Nach Blab (1986 in [2]) beträgt die Distanz zwischen Laichgewässer und Sommerlebensraum durchschnittlich 600 m, wobei Dispersionswanderungen mehrere Kilometer betragen können.

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg liegen die Verbreitungsschwerpunkte der Art am Oberrhein und im südöstlichen Kraichgau am Neckar mit seinen Nebenflüssen. Der Laubfrosch bevorzugt vor allem die tieferen Lagen, kann aber an geeigneten Standorten bis in Höhen von über 700 m ü. NN vorkommen.

Die Art ist auf 249 von 1161 (22 %, $R_{GF} = 8$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Zur Ableitung des R_H -Wertes liegen keine konkreten Populationsgrößenangaben für Baden-Württemberg vor [2]. R_F wird mit 4 (4000-15500 reproduzierende Tiere) angenommen.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Landesweit sind die Bestände – vor allem am südlichen Oberrhein und in Oberschwaben – seit Jahrzehnten im Rückgang begriffen. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Aus dem Bewirtschaftungsgebiet liegen 159 Nachweise vor, die in großen Teilen auf die Rheinaue entfallen. Vereinzelt liegen aber auch Nachweise aus der Kinzig-Murg-Rinne, der Alb-Niederung bei Rüppurr, von Baggerseen auf der Niederterrasse oder aus der Murgau vor.

Zone A: keine Nachweise

Zone B: WWHW: Nachweise aus der Neureuter Niederung sowie vom Heidesee; WWDW: Nachweise aus der Alb-niederung westlich von Rüppurr zwischen Reiherbach und Bahnlinie; WWMW: Nachweise aus der Rheinniederung, vom Gut Scheibenhardt, vom NSG östlich des Stürmlinger Sees sowie vom NSG östlich des Glaser Sees; WWRW: Zahlreiche Nachweise westlich der Linie Au am Rhein, Elchesheim-Iltingen und Steinmauern.

Zone C: Zahlreiche weitere Nachweise v.a. aus der Rheinaue.

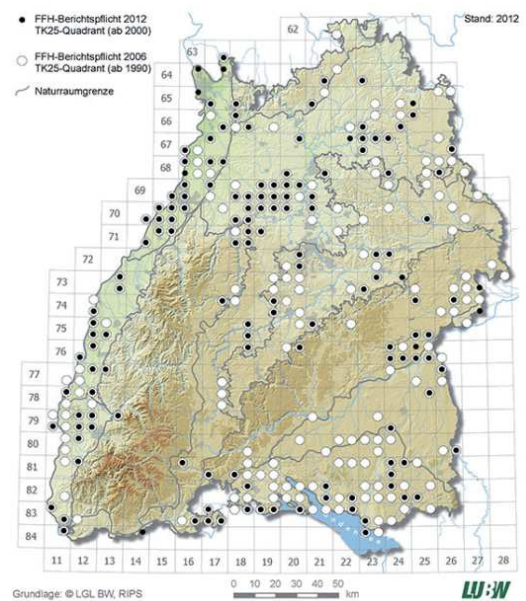
Grundwasserabhängigkeit

Die Gewässer mit Vorkommen des Laubfroschs im Bewirtschaftungsgebiet der Stadtwerke Karlsruhe sind alle direkt an das Grundwasser angeschlossen. Die großen Altwässer und Altarme des Rheins hängen dabei aber so stark an den Wasserständen des Rheins, dass wasserwirtschaftliche Maßnahmen im Hinterland keine Auswirkungen haben, so dass rheinnah keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden ist.

Für weiter vom Rhein entfernten Gewässern hingegen ist die Abhängigkeit vom Grundwasserspiegel in der Regel sehr groß, so dass viele Laichgewässer erst bei Überstau der Geländekante entstehen. Der Laubfrosch ist dabei in besonderem Maße auf die dynamischen Verhältnisse großer Auen angepasst. Am empfindlichsten reagiert er, wenn der auetypische Puls der Wasserstände durch Einstellung mittlerer Verhältnisse verloren geht. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 200 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Entwässerung von Feuchtgebieten (vor allem Auebereiche, Flachmoore)
- Grundwasserabsenkung und Zerstörung der Dynamik in Flussauen (insbesondere Überschwemmungstümpel)
- Zerschneidung der Lebensräume durch Wege- und Straßenbau
- Tümpelverfüllung
- Biozideinsatz
- Fischbesatz in Laichgewässern



Schutzmaßnahmen [1]

- Förderung der Fließgewässerdynamik zur Schaffung von Primärhabitaten
- Gewährleistung der fortwährenden Neuschaffung von Laichgewässern in Sekundärbiotopen wie Kies- und Tongruben bzw. Erhaltung von Gewässern auch nach Nutzungsaufgabe
- Erhaltung der Landlebensräume (z.B. Nasswiesen, Röhrichte, Hochstauden, Hecken, lichte Auwälder)
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen
- Entfernen von Besatzfischen aus Laichgewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich vornehmlich bei einer Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben.

Potentiale zur Förderung der Art liegen in einer saisonalen Verlagerung der Trinkwasserentnahme, so dass hohe, zu Überstau führende Grundwasserstände in den Fortpflanzungshabitaten auftreten. Nach [2] gibt es zwei Phasen starker Ruf- und Fortpflanzungsaktivität im Mai/Juni und etwas schwächer August/September, wobei diese Phasen meist durch starke Niederschläge eingeleitet werden (für Kreuz- und Wechselkröte als weitere Pionierarten temporärer Kleingewässer liegen ähnliche Phänologien und Ansprüche vor).

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf Lebensraum und Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1207] Kleiner Wasserfrosch (*Rana lessonae*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.477ff) / [3] LUBW (2017)

Der Kleine Wasserfrosch ist die kleinste Grünfroschform in Mitteleuropa. Äußerlich ähnelt er stark dem Teichfrosch und kann allenfalls von Spezialisten anhand der Form und Größe des Fersenhöckers sicher bestimmt werden. Im Vergleich zum Seefrosch ist der Kleine Wasserfrosch gedrungener und hat kürzere Hinterbeine. Sein hell- oder grasgrün gefärbter Körper ist von einer glatten, kaum warzigen Haut überzogen. Die relativ kleinen Pigmentflecke auf dem Rücken sind schwarz und scharf gegen die Grundfarbe abgesetzt. [1]



Abbildung A-23: Kleiner Wasserfrosch
Foto: Löderbusch / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der Kleine Wasserfrosch ist nicht so streng an Gewässer gebunden wie der Teich- und der Seefrosch. Er unternimmt regelmäßige Wanderungen über Land und bewohnt auch Waldgebiete abseits großer Flussauen. Optimale Laichgewässer sind sonnenexponiert, vegetationsreich und gut strukturiert. Das Spektrum beinhaltet Kleingewässer wie Tümpel, Schluten, Abbaugewässer in der Flussaue sowie Flach- und Übergangsmoore. Große Seen, vegetationsarme Teiche und Fließgewässer werden dagegen eher gemieden. [1]

Nach [2] besteht für Baden-Württemberg eine hohe edaphische Abhängigkeit von sehr organikreichen Böden (Moore, Brüche, stark verwachsene Weiher).

Kleine Wasserfrösche verbringen den Winter an Land. Zwischen April und September halten sie sich im Gewässer auf. Gern sitzen sie an flachen Ufern, um bei Störungen mit einem Satz ins tiefere Wasser zu flüchten. Die Paarungszeit liegt im Mai und Juni, wobei sich die Männchen vor allem bei warmen Temperaturen zu Rufgemeinschaften zusammenschließen. Die Rufe beginnen mit einem aufsteigend schwirrenden Ton und brechen plötzlich ab. Im Gegensatz zu Teichfröschen entfernen sich Kleine Wasserfrösche zur Nahrungssuche oft mehrere hundert Meter vom Gewässer und suchen feuchte Wiesen und Wälder auf, wo sie hauptsächlich Insekten und Spinnen erbeuten. [1]

Nach Kuzmin (1995 in [2]) beträgt die Entfernung der Landlebensräume vom Laichgewässer teilweise über 500 m, wobei Dispersionswanderungen von mehreren Kilometern nachgewiesen wurden.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die genaue Verbreitung des Kleinen Wasserfroschs in Baden-Württemberg ist derzeit noch unklar, da lange Zeit aufgrund der Ähnlichkeit von Kleinem Wasserfrosch und Teichfrosch nicht zwischen den beiden Formen unterschieden wurde. Verlässliche Daten liegen erst aus den letzten zehn Jahren vor. Als sicher gelten Fundorte entlang des Oberrheins, auf der Baar, in Oberschwaben sowie im Bereich des Strombergs und des mittleren Neckars. [1]

Die Art ist auf 81 von 1161 (7 %, $R_{GF} = 10$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Kwet (1993 in [2]) schätzt den Gesamtbestand auf 3000 Tiere, was maximal 1500 reproduzierenden Tieren entspricht ($R_F = 5$).

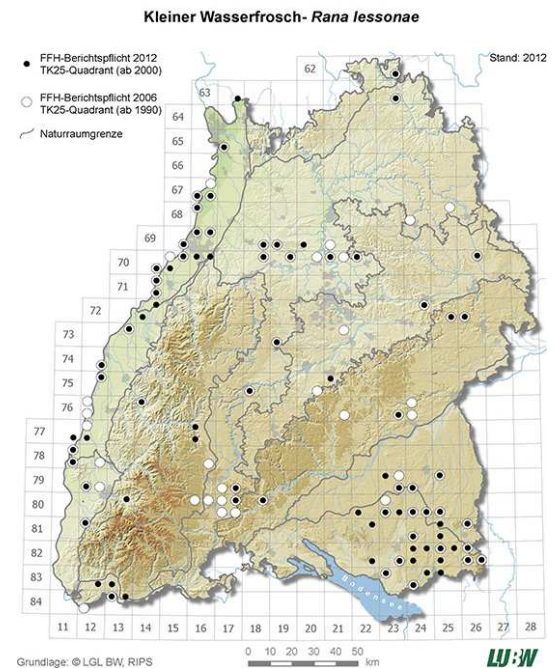
Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Aufgrund des Mangels an verlässlichen Bestandsdaten aus früheren Jahrzehnten sind zurzeit keine genauen Aussagen zum Bestandstrend des Kleinen Wasserfroschs möglich. Die Zukunftsaussichten werden allerdings als gut eingeschätzt. Neue Vorkommen konnten in den letzten Jahren in Oberschwaben nachgewiesen werden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

8 Nachweise sind aus dem Bewirtschaftungsgebiet von Seiten der LUBW bekannt, wobei kein Vorkommen innerhalb der Zone A liegt.

Zone B: 2 Vorkommen in der Neureuter Niederung (WWHW), 1 Vorkommen beim Gut Scheibenhart (WWMW) und 2 Vorkommen in der Rheinaue nördlich von Muggensturm (WWRW).



Grundwasserabhängigkeit

Die Art nutzt Tümpel, Teiche und Altwässer als Fortpflanzungsgewässer, deren Wasserführung im Untersuchungsgebiet vom Grundwasserstand abhängt. Diese Gewässer sind meist mehrere Dezimeter tief, so dass geringe Grundwasserschwankungen nicht relevant sind. Durch die Bindung an organikreiche Böden von Erlbruchwäldern oder Niedermooren im terrestrischen Lebensraum besteht eine Abhängigkeit vom Erhaltungszustand dieser Biotoptypen und indirekt eine starke Abhängigkeit vom Grundwasserstand. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 300 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Grundwasserabsenkung, Gewässerausbau und Veränderung der Dynamik in Flussauen
- Entwässerung, Tümpelverfüllung
- Heckenrodung
- Pestizideinsatz
- Ausbreitung von Kalikokrebs und Ochsenfrosch [ergänzt]
- Fischbesatz in Laichgewässer

Schutzmaßnahmen [1]

- Wiedervernässung trocken gelegter Flächen (Einplanung von Überschwemmungsflächen)
- Aufstauen von Entwässerungsgräben im Randbereich von Hochmoorresten und in großflächigen Feuchtgebieten
- Extensive Beweidung der Landlebensräume
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich bei einer starken und langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben, die nachteilige Auswirkungen auf aquatische und terrestrische Lebensräume hat.

Da die Art außerhalb der Zone A vorkommt, sind keine Potentiale vorhanden.

[1209] Springfrosch (*Rana dalmatina*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.415ff) / [3] LUBW (2017)

Der Springfrosch ist den anderen beiden Braunfroscharten Grasfrosch und Moorfrosch sehr ähnlich, besitzt aber das größte Trommelfell, die längsten Hinterbeine und das beste Sprungvermögen. Die Schnauze ist deutlich zugespitzt. Körperoberseite und Flanken weisen eine hell rötliche oder braune Färbung auf. Der Springfrosch sendet kurze, anschwellende, durch deutliche Pausen unterbrochene Rufserien wie „ko-ko-ko“ aus, die meist unter Wasser ausgestoßen werden. [1]



Abbildung A-24: Kleiner Wasserfrosch
Foto: Wirsing

Lebensraum & Lebensweise

Der Springfrosch besiedelt vor allem warme, lichte Laub- und Mischwälder mit Altholzbeständen, wo er sich außerhalb der Laichzeit bevorzugt an krautreichen, trockenen Stellen in sonniger Lage aufhält, so z.B. auf Waldwiesen, Kahlschlägen, Lichtungen sowie an Wald- und Wegrändern. In der Trockenaue südlich von Breisach und in den Hardtwäldern im Raum Karlsruhe ist er jedoch auch in Kiefernbeständen anzutreffen. Als Laichplätze nutzt die Art sowohl Kleingewässer wie Gräben und Tümpel als auch Altwässer, Teiche, Rückhaltebecken und Seen. Im Bodenseegebiet stellen Toteislöcher und Riede, im Neckarbecken Waldtümpel und Bombentrichter und in rheinnahen Wäldern alte Schluten ohne permanenten Wasserdurchfluss charakteristische Laichgewässer dar. [1]

Der Springfrosch ist in Baden-Württemberg die erste Amphibienart, die das Laichgewässer aufsucht. Meist geschieht dies schon im Februar, das Ablachen vollzieht sich im März. Die Weibchen setzen einen, selten zwei Laichballen ab. Solche Laichballen, die 300 bis 1000 Eier enthalten können, findet man in einer Wassertiefe von 5 bis 40 cm an Schilfhalmen oder Ästen. Unter dem Einfluss von Gasbildung treibt der Laich im Laufe der Entwicklung an die Oberfläche. Die Larven ernähren sich vor allem von Algen, während erwachsene Springfrösche gern Insekten, Spinnen und Schnecken erbeuten. Die Kaulquappen halten sich meist in tieferen Wasserbereichen auf [2]. [1]

Nach Blab (1982a in [2]) beträgt der Aktionsradius im Sommerquartier durchschnittlich 100 bis 700 m (die maximal nachgewiesene Wanderentfernung beträgt 1660 m).

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg besitzt der Springfrosch zwei voneinander isoliert liegende Verbreitungsschwerpunkte: das westliche Bodenseegebiet mit dem Hegau sowie einen Bereich, der die Oberrheinebene, den Kraichgau und das Neckarbecken umfasst. Zudem gibt es vor allem im Norden und Nordosten des Landes weitere verstreut liegende Fundorte. [1]

Die Art ist auf 166 von 1161 (14 %, $R_{GF} = 9$) der TK25-Quadranten verbreitet [2]. Für Baden-Württemberg sind 240 Gewässer mit Laichballen bekannt [2]. Bei Annahme von durchschnittlich 50 Laichballen pro Gewässer kann R_F mit 4 (4001 bis 15500 reproduzierende Tiere) abgeschätzt werden.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Landesweit sind die Bestände momentan als stabil einzuschätzen. In einigen Landesteilen häuften sich die Fundmeldungen in den letzten Jahren, ob jedoch eine tatsächliche Bestandszunahme und Ausbreitungstendenz oder lediglich ein Kenntniszuwachs vorliegt, kann gegenwärtig nicht eindeutig beurteilt werden. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

326 Nachweise sind verstreut über das Bewirtschaftungsgebiet von Seiten der LUBW bekannt.

Zone A HW: Ein Nachweis in der Trockenbaggerung im Norden.

Zone A DW: Zahlreiche Nachweise aus dem Bruchwald westlich von Weiherfeld, 1 Nachweis aus den Albwiesen zwischen Reiherbach und Bahnlinie westlich von Rüppurr, zahlreiche Nachweise verteilt aus dem Oberwald.

Zone A MW: Nachweise aus den NSG südlich des Eppelsees, aus der Trockenbaggerung im Norden, von der Standortschießanlage Rheinstetten-Mörsch sowie der nördlich gelegenen Trockenbaggerung und 1 Nachweis vom Versickerungsbecken des alten Wasserwerks.

Zone A RW: 1 Nachweis im Zulauf des Tieflachgrabens östlich von Elchesheim (dort auch Kammmolch), 1 Nachweis aus dem südlichen Dammwald.

Zone B: Zahlreiche Nachweise über alle Bewirtschaftungsgebiete, wobei im Nordosten deutlich weniger Nachweise vorliegen.

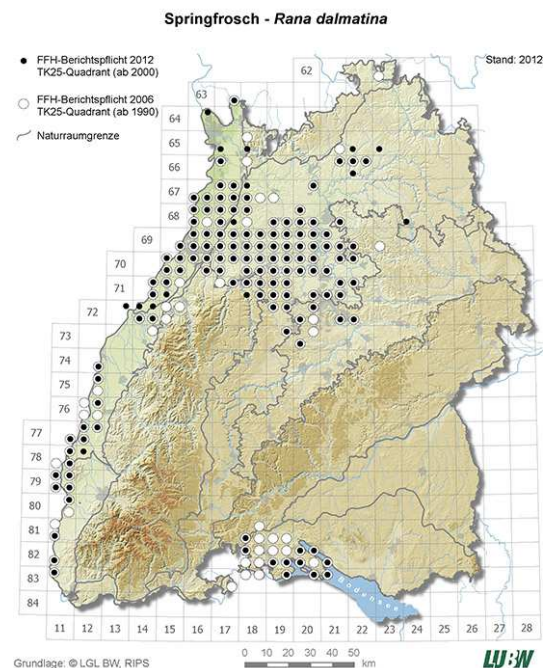
Zone C: überall verbreitet.

Grundwasserabhängigkeit

Alle Stillgewässer im Untersuchungsgebiet sind grundwassergespeist. Zumeist werden Gewässer mit Tiefen von mehreren Dezimetern aufgesucht, die geschlüpften Larven halten sich eher im tieferen Wasser auf [2]. Da die Art sehr früh im Jahr ablaicht, ist die Gefahr der Austrocknung durch Verdunstung relativ gering. Es wird eine mittlere Grundwasserabhängigkeit angenommen. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 300 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Grundwasserabsenkung in Flussauen
- Lebensraumverlust durch großflächige Auskiesungen in rheinnahen Wäldern
- Verfüllen von Senken und Kleingewässern zur Eindämmung der Stechmückenplage in der Oberreinebene
- Ausbreitung von Kalikokrebs und Ochsenfrosch [ergänzt]
- Aussetzen von Fischen in Laichgewässer
- Zerschneidung der Landschaft (u.a. Verluste durch Kraftfahrzeugverkehr während der Laichwanderung)



Schutzmaßnahmen [1]

- Förderung altholzreicher Laubwaldbestände, kleiner Waldwiesen, vor allem kraut- und gebüschreicher Säume und Waldränder
- Erhaltung und Pflege bestehender und Anlage neuer (fischfreier) Kleingewässer in Wäldern
- Erhaltung bzw. Schaffung von Trittsteinhabitaten und Wanderkorridoren zur Vernetzung von Populationen
- Errichten von Fangzäunen an stark befahrenen Straßen in der Umgebung von Laichgewässern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich bei einer starken und langfristigen Steigerung der Grundwasserentnahme und damit bei einer zusätzlichen Absenkung des Wasserspiegels ergeben, die nachteilige Auswirkungen auf Kleingewässer hat.

Die Art profitiert von den Schutzmaßnahmen für die anderen Amphibienarten mit. Durch die bereits in den vergangenen Jahren testweise durchgeführten Förderreduzierungen im WWRW konnten Springfrösche in den Gräben im Westen der Zone A sowie im Bruchwald im Südosten der Zone A besser reproduzieren. Die Art laicht als erste Amphibienart bereits Anfang Januar bis Ende Februar ab und profitiert sehr stark von der Frühjahrs-Entnahmereduktion (E1).

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf Landlebensraum, Biotopverbund und Nahrungsangebot auswirken.

[1256] Mauereidechse (*Podarcis muralis*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.577ff) / [3] LUBW (2017)

Die Mauereidechse hat ihren Namen aufgrund ihres guten Klettervermögens erhalten. Oft sieht man die sehr flinken Tiere an senkrechten Mauern, Felswänden oder Holzbalken herumklettern. Die Art besitzt einen schlanken, abgeflachten Körper und einen spitz zulaufenden Kopf. Die fein beschuppte Körperoberseite weist eine graubraune Grundfärbung mit dunkler Fleckenreihe entlang des Rückens auf. [1]



Abbildung A-25: Mauereidechse
Foto: Wirsing

Lebensraum & Lebensweise

Die Mauereidechse bevorzugt trockenwarme, südexpo- nierte Standorte in Flusstälern, insbesondere in klimatisch begünstigten Weinanbaugebieten. In Baden-Würt- temberg besiedelt sie Böschungen in Rebgebieten, Felsbereiche und Bahndämme. In Trockenmauern und Steinhaufen kann sie sich vor Feinden und durch den ausgeglichenen Temperaturverlauf im Hohlraumssystem vor starker Sonneneinstrahlung schützen. [1]

Mauereidechsen sind in der Regel zwischen Ende März und Anfang Oktober aktiv. Als Nahrung dienen vor allem Spinnen, Fliegen, Käfer und Ameisen. Die Paarungszeit ist im April und Mai, die Eiablage findet etwa vier Wochen nach der Paarung statt. Dazu legt das Weibchen einen Gang in sandigem, lockerem Boden an oder benutzt feinerdereiche Mauerspalt. Pro Eiablage werden zwei bis zehn Eier gelegt. Möglicherweise ist ein Teil der Weibchen in der Lage, im Verlauf des Sommers noch ein zweites Gelege zu produzieren. Der Eintritt der Geschlechtsreife kann unter günstigen klimatischen Bedingungen im dritten Lebensjahr erfolgen. [1]

Der Homorange rund um das Revierzentrum beträgt im Durchschnitt 80 m. Dispersionswanderstrecken von bis zu 500 m wurden nachgewiesen [2].

Verbreitung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg Besiedelung weiter Teile des Oberrheingrabens, des unteren Neckars, des östlichen Kraichgaus, des Hochrheins sowie des Schwarzwaldwest- u. Südrands. Die Art ist auf 122 von 1161 (11 %, $R_{GF} = 9$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Vorkommen am Oberrhein, Hochrhein, Odenwald und im Stromberg/Heuchelberg-Gebiet werden als stabil eingestuft, im Bereich der Vorbergzone des Schwarzwaldes existieren dagegen überwiegend kleine Vorkom- men. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets liegen 203 Artmeldungen vor.

Zone A WWDW: Nachweise entlang der DB-Bahngleise.

Zone B: WWHW: Nachweise am KSC-Stadion, Bahngleis östlich Altneureut sowie 1 Nachweis im Hardtwald; WWDW: weitere Nachweise entlang der DB-Bahngleise

Zone C: Nachweise v.a. vom Rheinhafen nach Norden bis zur B10 sowie an DB-Bahlinie und B3 nordöstlich von Rastatt.

Grundwasserabhängigkeit

Es ist keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden.

Gefährdungsursachen [1]

- Flurbereinigung in Weinbergen
- Pestizideinsatz
- Sanierungen von Ruinen
- natürliche Verbuschung, die zur Beschattung von Habitaten führen
- Abriss von Trockenmauern oder Ersatz durch fugenlose Betonmauern
- Stilllegung und anschließende Verbuschung von Bahnanlagen

Schutzmaßnahmen [1]

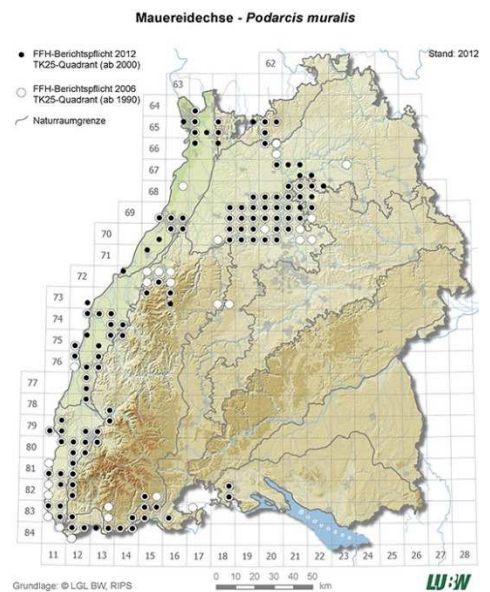
- Erhaltung und langfristige Sicherung trockenwarmer Primärbiotope (lichte Laub- und Steppenheidewälder mit offenen Felsbildungen, natürliche Block- und Geröllhalden und gerölldurchsetzte Trockenrasen in den Mittelgebirgslagen)
- Aufrechterhaltung der traditionellen Bewirtschaftung in den Weinberglagen
- Erhaltung und Pflege brachliegender Sekundärstandorte (Steinbrüche, Bahndämme, Straßen- und Wegränder)
- Erhaltung/Wiederherstellung wertvoller Habitatstrukturen (Trockenmauern, Steinriegel)

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Im Entnahme-Management sind weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

Nur im Durlacher Wald kommen die Mauereidechsen in der Nähe des Werksgeländes vor, wobei mit der Südtangente eine unüberwindbare Barriere besteht, so dass die Art auch bei ökologischer Optimierung des Werksgeländes natürlicherweise nicht einwandern wird.

Es sind auf allen Wasserwerksgeländen bei Herstellung entsprechender Habitatstrukturen Möglichkeiten vorhanden kleine Populationen, die an anderen Stadtwerkebaustellen umgesiedelt werden müssen, zwischenzuhältern. (Die Suche und Herstellung solcher Flächen ist oft kostspielig und zeitaufwändig)



[1261] Zauneidechse (*Lacerta agilis*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.543ff) / [3] LUBW (2017)

Die Zauneidechse ist in Baden-Württemberg die häufigste Eidechsenart. Ihr Körper wirkt eher kräftig und gedrunen, Schwanz und Beine sind recht kurz. Die Färbung variiert sehr stark. Dunkle Flecken mit hellen Augenpunkten und Längsstreifen ergeben ein fast geometrisches Muster. Während der Paarungszeit sind bei den Männchen Kopf- und Flankenseiten, die Körperunterseite sowie die Beine grün gefärbt. Die Grundfarbe der Weibchen ist gelbbraun bis graubraun, die Unterseite ist cremefarben oder gelb. [1]



Abbildung A-26: Zauneidechse
Foto: Wirsing

Lebensraum & Lebensweise

Die Zauneidechse besiedelt als Kulturfolger durch Mahd oder extensive Beweidung entstandene Heideflächen, Mager-, Trocken- und Halbtrockenrasen. Kleinflächig ist sie auch an Weg- und Waldrändern, Bahntrassen, Steinbrüchen und in Rebgebieten zu finden. Bevorzugt werden besonnte Böschungen mit Hangneigungen bis zu 50°. Ein Mosaik aus trockenwarmen, gut besonnten, strukturreichen Habitatelementen mit ausgeprägter Vegetationsschicht und sich schnell erwärmenden Substraten sollte auf engstem Raum vorhanden sein: Stellen mit niedriger Vegetation dienen als Jagdhabitate, auf Offenbodenbereichen, Steinen und Totholz sonnen sich die Tiere, während dichtere Vegetation als Deckung genutzt wird. [1]

Ihren Wärmebedarf decken Zauneidechsen durch ausgiebiges Sonnenbaden auf Steinen. Sie sind zwischen Ende März und Anfang September aktiv und ernähren sich vorwiegend von Käfern, Heuschrecken, Fliegen, Spinnen und Würmern. Auch wehrhafte Insekten wie Bienen, Wespen und Ameisen werden gelegentlich erbeutet. Die Paarungszeit erstreckt sich von Ende April bis Mitte Juni, Eiablagen finden etwa zwei Wochen nach der Paarung statt. Besonnte, vegetationsarme Stellen, die lockeres Substrat aufweisen und nicht zu trocken sind, werden als Eiablageplätze genutzt. Das Weibchen gräbt dort eine Grube in den Boden, legt fünf bis 14 weichschalige Eier hinein und verschließt die Grube wieder. Unter günstigen Bedingungen können Weibchen auch ein zweites Gelege produzieren. In Abhängigkeit von den herrschenden Temperaturen schlüpfen die Jungtiere nach vier bis zehn Wochen. Im dritten oder vierten Lebensjahr werden Zauneidechsen geschlechtsreif. [1]

Die Mindestgröße des Homeranges (Reviers) beträgt 120 m² (Blab et al. Geil 1991 in [2]). Um einer Population über 100 Jahre statistisch am Leben zu erhalten sind bei suboptimaler Habitatqualität 9,3 ha Fläche notwendig (ebenda). Für Jungtiere wurden maximale Laufstrecken von 1200 m von Strijbosch et al. (1983 in [2]) beschrieben.

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Art ist mit Ausnahme großflächiger Waldgebiete und Lagen über 1050 m im Schwarzwald und der Schwäbischen Alb in ganz Baden-Württemberg verbreitet. Sie wurde auf 490 von 1161 (42 %, R_{GF} = 6) TK25-Rasterquadranten nachgewiesen. [1]

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Die Art zeigt eine rückläufige Bestandsentwicklung, trotzdem scheint ihr Erhalt in Baden-Württemberg gesichert. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Innerhalb des Bewirtschaftungsgebiets liegen 175 Artmeldungen aus dem Artenschutzprogramm Baden-Württemberg vor, die sich ohne größere Verbreitungslücken über das ganze Untersuchungsgebiet verteilen.

Zone A WWHW: Nachweise im Süden der Kirchfeldsiedlung, zahlreiche Ansiedlungen im Waldbereich im Süden und Westen mit Zauneidechsen, die beim Umbau des KSC-Stadions umgesiedelt wurden.

Zone A WWDW: 1 Nachweis auf dem Werksgelände, 1 Nachweis aus der Gartenstadt

Zone A WWMW: 2 Nachweise von der DB-Bahnlinie südlich des NSG Allmendäcker.

Zone B & C: Zahlreiche Nachweise die sich flächig auf die Gebiete verteilen

Grundwasserabhängigkeit

Es ist keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden.

Gefährdungsursachen [1]

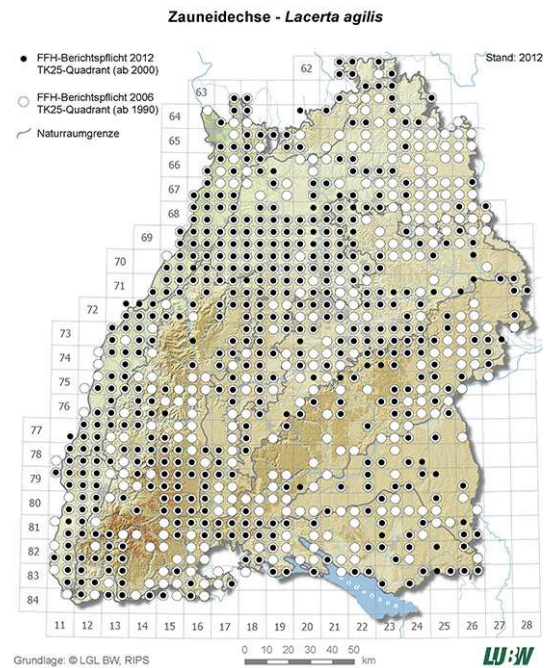
- Intensivierung im Acker- und Weinbau sowie bei der Grünlandwirtschaft
- Aufforstung oder natürliche Verbuschung von Heideflächen und Magerrasen
- Flurbereinigung
- Zerschneidung der Lebensräume durch Straßen, Bebauung, Siedlungserweiterungen
- Pestizideinsatz, erhöhter Stickstoffeintrag, z.B. an Böschungen

Schutzmaßnahmen [1]

- Sicherung vorhandener Habitate (Eiablageplätze, Verstecke, Sonnenplätze, Jagdreviere, Überwinterungsplätze)
- extensive Nutzung oder Pflege (z.B. Entbuschung) geeigneter Habitate
- Schaffung neuer Habitate oder Habitatelemente (z.B. Sandhaufen als Eiablageplätze) als Ausgleichsmaßnahme für Eingriffe bei Baumaßnahmen
- Verzicht auf den Ausbau unbefestigter landwirtschaftlicher Wege, strukturreiche Gestaltung der Wegböschungen
- Umsetzung von Pflegekonzepten durch Straßen- und Bahnmeistereien bei der Pflege von Straßenrändern und Bahnflächen (z.B. Verzicht auf Saugmulcher)
- naturschutzfachliche Rekultivierung von Kiesgruben und Steinbrüchen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Im Entnahme-Management sind weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.



Auf keinem der Werksgelände liegen bisher Artnachweise vor. Alle Werksgelände eignen sich nach Schaffung geeigneter Strukturen (geringer Aufwand) sehr gut als Habitate. Somit sind auf allen Wasserwerksgebieten bei Herstellung entsprechender Habitatstrukturen Möglichkeiten vorhanden, kleine Populationen, die an anderen Stadtwerkebaustellen umgesiedelt werden müssen, zwischenzuhältern. (Die Suche und Herstellung solcher Flächen ist oft kostspielig und zeitaufwändig)

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf den Landlebensraum, Wanderkorridore und das Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1283] Schlingnatter (*Coronella austriaca*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / [2] Laufer et al. (2007, p.633ff) / [3] LUBW (2017)

Die kleine, muskulöse Schlingnatter erinnert aufgrund ihrer Rückenzeichnung entfernt an die Kreuzotter, ist aber für den Menschen völlig harmlos. Bei Annäherung verharrt sie meist an Ort und Stelle. Typisch sind ihre grau bis (rot-) bräunliche Färbung und der dunkelbraune Seitenstreifen vom Nasenloch bis zum Hals. Wegen ihrer glatten, ungekielten Schuppen wird sie auch Glattnatter genannt. Der deutsche Name Schlingnatter weist daraufhin, dass sie ihre Beute durch Umschlingen würgt und meist lebend verspeist.



Abbildung A-27: Schlingnatter
Foto: Sauerbier / Archiv LUBW

[1]

Lebensraum & Lebensweise

Die Schlingnatter besiedelt wärmebegünstigte Hanglagen mit niedriger Vegetation auf sandig-steinigem Untergrund. In Baden-Württemberg ist die Schlingnatter eine typische Art des offenen und halboffenen Hügellandes mit Hecken und einem kleinflächigen Mosaik aus Trocken- oder Magerrasen, des weiteren Wacholderheiden, Felsen, Waldränder, Rebhänge, Weinbergbrachen, Trockenmauern, Bahndämme und Steinbrüche. Nasse und feuchte Bereiche meidet sie dagegen. [1]

Schlingnattern zeichnen sich durch ihre unauffällige Lebensweise aus. An heißen Sommertagen sind sie eher am späten Vormittag und am Abend oberirdisch aktiv und verbringen die heißeste Zeit des Tages in kühleren Verstecken, im Frühjahr und Herbst dagegen sind die Schlangen am frühen Nachmittag anzutreffen. Schlingnattern erbeuten vor allem Eidechsen, kleine Ringelnattern, Blindschleichen und Mäuse durch Würgen in 2 bis 3 Körperschlingen. Sogar junge Kreuzottern können überwältigt werden. Die Paarungszeit findet im Mai und Juni statt, die 3-15 Jungtiere werden meist im Spätsommer oder Frühherbst vollentwickelt geboren. Die jungen Schlangen sind während der Geburt noch von einer dünnen Eihülle umgeben, die sie jedoch nach wenigen Minuten durch Hin- und Herwinden aufreißen. [1]

Individuelle Aktionsradien betragen 200 m, wobei sich die Tiere meist entlang geeigneter Strukturen bewegen (Völkl & Meier 1988 in [2]).

Verbreitung in Baden-Württemberg

In ganz Baden-Württemberg verbreitet, lediglich i. Alpenvorland eine große Verbreitungslücke. [1]

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Arealeinbußen sind aktuell nicht zu verzeichnen. Der Verlust an Lebensräumen könnte aber zu einem Rückgang der Individuenzahlen geführt haben. Detaillierte Daten zu Bestandsgrößen in Baden-Württemberg liegen jedoch kaum vor, so dass eine Einschätzung schwierig ist. Die Art ist auf 239 von 1161 (21 %, $R_{GF} = 8$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

Im Untersuchungsgebiet liegen 5 Nachweise aus dem Artenschutzprogramm Baden-Württemberg vor.

Zone A WWMW: 1 Nachweise im Wald westl. des WW.

Zone B: 1 Nachweise östlich des Märchenviertels (WWDW) und 2 nachweise im Südwesten des WWMW.

Zone C: 1 Nachweise an der DB-Bahnlinie nordöstlich von Rastatt.

Grundwasserabhängigkeit

Es ist keine Grundwasserabhängigkeit vorhanden, feuchte Bereiche werden gemieden.

Gefährdungsursachen [1]

- Bebauung sonniger Hanglagen
- Beseitigung von Saum- und Kleinstrukturen wie Feldhecken, Steinhäufen und Felskuppen in Magerrasen
- Beseitigung oder Verfugen von Trockenmauern, vor allem in Weinbergen
- Rekultivierung (Verfüllen) von Steinbrüchen und Rebhängen sowie natürliche Wiederbewaldung nach Nutzungsaufgabe

Schutzmaßnahmen [1]

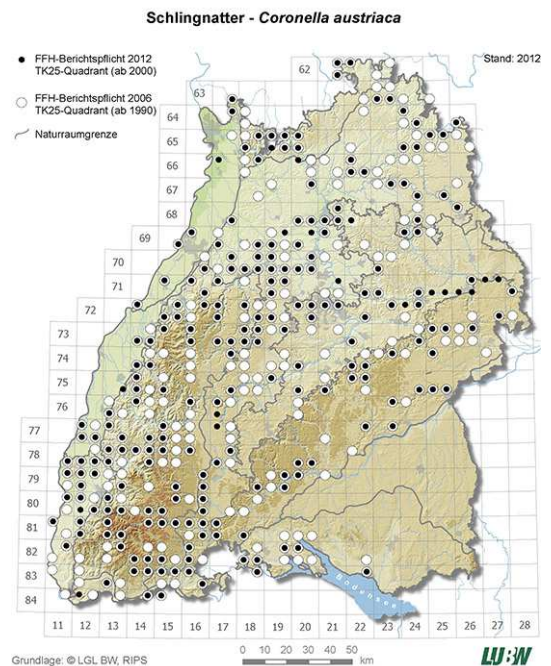
- Erhalt und Neuanlage von Steinhäufen, -mauern, Trockenrasen und sonnigen Böschungen
- Pflege von bestehenden Vorkommen an Sekundärstandorten mit regelmäßig wiederholtem Auslichten der Kraut- und Gehölzvegetation
- Grünland-Extensivierungsverträge mit Landwirten zur kombinierten Pflege von Feldgehölzen und Waldrändern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Im Entnahme-Management sind weder Konflikte noch Potentiale vorhanden.

Die Art ist im Hardtwald rund um das WWMW verbreitet. Im Rahmen der Neuanlage des Wasserwerksgeländes Mörscher Wald können geeignete Strukturen geschaffen werden, die zu einer Besiedlung der Art und Förderung der Population führen können. Geeignete Lebensräume wie die Standortschießanlage könnten von dort besiedelt werden.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf den Landlebensraum, Wanderkorridore und das Nahrungsangebot der Art auswirken. Von einem bislang unbekanntem Vorkommen der heimlichen Art im WSG Rheinwald kann ausgegangen werden.



[1323] Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] RPK (2013a) / [2] www.nabu.de / [3] ILN (2009b) / [4] LUBW (2017) / [5] Braun (2003)

Die seltene und sehr ortstreue „Waldfledermaus“ gehört zu den am wenigsten bekannten Fledermausarten. Schwierigkeiten beim Nachweis bereiten die vergleichsweise geringen Bestandsdichten sowie die sehr leisen Ultraschallrufe, die selbst mit den modernsten Fledermaus-Detektoren kaum systematisch zu registrieren sind. [2]



Abbildung A-28: Bechsteinfledermaus.
Foto: Klaus Bagon / NABU

Lebensraum & Lebensweise

Die Bechsteinfledermaus ist die einheimische Fledermausart, welche am stärksten an den Lebensraum Wald gebunden ist. Sie bevorzugt feuchte und strukturreiche Laubwälder, Nachweise liegen jedoch auch aus Misch- und Nadelwäldern vor. Ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt sind Obstwiesen mit altem Baumbestand. Sommerquartiere finden sich hauptsächlich in Spechthöhlen, aber auch hinter abstehender Baumrinde oder in Baumspalten. Bei der Jagd nutzen Bechsteinfledermäuse sämtliche Straten des Waldes von der Kronenregion bis zum Waldboden. Dort lesen sie Insekten und andere Arthropoden von der Vegetation ab oder nehmen sie vom Boden auf. (BRÜNNER & RENNWALD 2008 in [1]). Offene Wasserstellen werden zum Trinken aufgesucht [3].

Verbreitung in Baden-Württemberg

Auf 52 von 1161 (5 %, $R_{GF} = 10$) Messtischblattquadranten in Baden-Württemberg ist die Art anzutreffen, wobei sie im Ganzen Gebiet als selten gilt (Annahme $R_F = 7$) [5].

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [4]

Die Waldbereiche der Natura2000-Gebiete 7015-341 und 7016-341 sind wichtige Nahrungshabitate der Bechsteinfledermaus. Aus diesem Grund und nach Vorlage des MaP-Handbuchs wird die gesamte Waldfläche der gesamten Natura2000-Gebiete als Lebensstätte für die Art abgegrenzt [1]. Im FFH-Gebiet 6916-342 sind zwei Wochenstuben in Fledermauskästen sowie mehrere Baumquartiere nachgewiesen.

Zone A WWHW, WWMW: Zahlreiche Artnachweise; WWRW: Lebensstätte

Zone B: Artnachweise liegen aus allen Wäldern der Niederterrasse sowie der Rheinaue vor. Aus dem Oberwald (Kinzig-Murg-Rinne) liegen keine Nachweise vor.

Zone C: Nachweise aus der Rheinaue sowie vom Schwemmfächer der Murg

Grundwasserabhängigkeit

Die bekannten Vorkommen konzentrieren sich gleichermaßen auf feuchte bis trockene Laubwälder. Lokal ist eine gewisse Grundwasserabhängigkeit über das Nahrungsangebot gegeben. Das Vorhandensein offener Wasserstellen wird durch hoch anstehendes Grundwasser gefördert. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 450 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [2]

- eine Verringerung des Höhlenangebots durch Entfernung von Altbäumen, Verjüngung großer Waldbestände, Entnahme von stehendem Totholz und Entfernung von Nistkästen
- die Zerschneidung von Habitaten durch Straßenbauprojekte
- Trockenlegung feuchter Laubwälder durch Entwässerungsmaßnahmen oder Grundwasserabsenkungen
- Einsatz von Insektiziden

Schutzmaßnahmen [2]

- Telemetrische Untersuchungen zum Auffinden von Wochenstuben und Winterquartieren
- Anbringung künstlicher Fledermausquartiere
- Erhöhung des Bestandsalters im Wald
- Schutz von Höhlenbäumen und stehendem Altholz

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können sich durch zusätzliche und langfristige Grundwasserabsenkungen im Vergleich zum Status-Quo ergeben. Hierdurch können Wälder mit lokalem Grundwasseranschluss in den Einzugsgebieten der Wasserwerke geringfügig trockener werden. Potentiale ergeben sich über ein ökologisches Entnahme-Management, wenn bei niedrigen hydrologischen Verhältnissen und gleichzeitiger Trockenheit zur Steigerung der biologischen Produktivität die Grundwasserstände im Raum der Kinzig-Murg-Rinne gestützt werden [Entnahmemanagement-Variante E2].

Da das Vorkommen der Art auch stark an das Vorhandensein von natürlichen sowie künstlichen Höhlen gebunden ist, kann der Erhaltungszustand der Population durch die Aufhängung geeigneter Fledermausquartiere (Sommer- und Winterquartiere) verbessert werden. Für die Werksgelände der Wasserwerke liegen teilweise geringe Störungsintensitäten in Mitten des Lebensraums der Art vor. [Maßnahme G3]

Eine Förderung der Anbringung von Fledermausquartieren im Rahmen der Ökokontenverordnung oder anderer Fördermittel sollte geprüft werden. Die Maßnahmen können in der Öffentlichkeitsarbeit werbewirksam vermarktet werden.

[1324] Großes Mausohr (*Myotis myotis*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] RPK (2013a) / [2] www.nabu.de / [3] ILN (2009b) / [4] Braun (2003) / [5] MC (2011) / [6] LUBW (2017)

Das Große Mausohr ist mit einer Flügelspannweite von 40 cm die größte heimische Fledermaus [2].

Lebensraum & Lebensweise

Anders als die Bechsteinfledermaus ist sie eine typische Gebäude- oder Kirchenfledermaus, wo sie ihre traditionellen Wochenstuben mit teilweise mehreren 100 Tieren in den Sommermonaten anlegen. Die Art ist bekannt dafür, dass sie Strecken bis ca. 10 km, mitunter sogar bis über 20 km, zu ihren Jagdgebieten (Obstwiesen, Parks und vor allem Wälder) zurücklegt.



Abbildung A-29: Großes Mausohr
Foto: E. Menz / NABU

Große Wochenstubenkolonien beanspruchen in Landschaften mit etwa 40 % Waldanteil einen Aktionsraum von mindestens 800 km². Die Tiere fliegen bei der Nahrungssuche in Höhen von 0,5 (!) bis 3 m meist entlang von Leitstrukturen oder im geschlossenen Wald nach größeren Insekten z.B. Nachfalter, Maikäfer, Laufkäfer. Nach [5] ernährt sich das Große Mausohr überwiegend von Beutetieren die auf dem Boden leben – überwiegend von großen Laufkäferarten. Benötigt werden etwa 10 bis 15 g Beutetiere pro Nacht. Wälder ohne ausgeprägte Strauch- und mit nicht ganzjährig geschlossener Krautschicht spielen als Nahrungshabitat eine zentrale Rolle. Ansonsten werden walddnahe Streuobstwiesen, aber auch Fettwiesen (nach der Mahd), Weiden und sogar Ackerflächen genutzt. Nach Angaben aus der Literatur lässt sich eine Gesamtgröße der Jagdgebiete eines Mausohrs auf 150 ha schätzen. (BRÜNNER & RENNWALD 2008 und 2010 in [1])

Verbreitung in Baden-Württemberg [4]

Braun (2003) zeigt eine Verbreitung auf 143 von 1161 (12 %, $R_{GF} = 9$) Messtischblattquadranten in Baden-Württemberg. Die Zahl der in den Sommermonaten beobachteten Mausohren wird für die Kartierperioden 1980-86 und 1986-92 auf 12500 bis 20384 Tiere geschätzt ($R_F = 3$).

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [6]

Im landwirtschaftlichen Versuchsgut der LVA Augustenberg in Silberstreifen ist eine Wochenstube mit etwa 100 reproduzierenden Weibchen bekannt. In einem Stollen an der alten Standortschießanlage Rheinstetten/Mörsch wurden überwinterte Tiere festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass die Wälder und Streuobstwiesen, wo dauerhaft kein zu dichter Unterwuchs vorhanden ist, flächendeckend zur Nahrungssuche frequentiert werden. [1]

Zone A WWDW, WWMW, WWRW: Einzelne Artnachweise geben Hinweise, dass weite Teile der Wälder und Streuobstwiesen zur Jagd genutzt werden.

Zone B: Der Südosten des WWDW sowie die Wälder der Niederterrasse des WWMW sowie Wald- und Offenland des WWRW sind als Lebensstätte ausgewiesen.

Zone C: Die Wälder und strukturreichen Offenlandbereiche der Rheinaue, die Alb entlang der Günther-Klotz-Anlage sowie der Schwemmfächer der Murg sind als Lebensstätte ausgewiesen.

Grundwasserabhängigkeit

Eine indirekte Abhängigkeit vom Grundwasser ist über das Nahrungsangebot vorhanden. Für feuchte und wechselfeuchte Standorte konnten im inneren Kastenwört die größten Dichten an insektivoren Spitzmäusen und Laufkäfern festgestellt werden, wobei auch für mesophile Laubwälder ein hohes Nahrungsangebot festgestellt wurde. Durch den großen Aktionsradius können lokale und temporäre Veränderungen im Nahrungsangebot teilweise kompensiert werden. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 450 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [2]

- Wegfall wichtiger Wochenstuben oder Winterquartiere
- Störungen in den Winterquartieren (z.B. auch durch Geocaching)
- Verschlechterungen im Nahrungsangebot durch Insektizid-Einsatz, Lichtverschmutzung, Produktivität der Standorte, Intensivierung der Landwirtschaft
- Strukturänderungen der Nahrungshabitate

Schutzmaßnahmen [2]

- Erhalt und Erweiterung der Wochenstuben- und Winterquartiere
- Erhalt oder Wiederherstellung einer klein strukturierten Landwirtschaft

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Als Konflikte von Seiten der Wasserwirtschaft wurden im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsstudie von [5] folgende Punkte für ein nahes FFH-Gebiet genannt:

- Strukturänderungen der Nahrungshabitate
- Beeinträchtigung der Produktivität der Nahrungshabitate
- Änderung des Nahrungsspektrums

Die Auswirkungen der Grundwasserentnahme auf das Nahrungsangebot auf nassen Standorten wurden in [5] stark und kontrovers diskutiert. Für die Standorte der Niederterrasse dürfte eine Erhöhung der Grundwasserentnahme folgenlos bleiben. Auswirkungen können sich auf nassen Standorten der Kinzig-Murg-Rinne ergeben, die aber sehr schwer quantifizierbar sind. Einfache Verbesserungen für die Art ergeben sich durch die Anbringung von Wochenstubenkästen an freistehenden Gebäuden (z.B. Wasserwerke) [Maßnahme G3]. Für die Wasserwerksgelände liegen teilweise geringe Störungsintensitäten in Mitten des Lebensraums vor. Eine Förderung der Anbringung von Fledermausquartieren im Rahmen der Ökokontenverordnung sollte geprüft werden. Die Maßnahmen können in der Öffentlichkeitsarbeit werbewirksam vermarktet werden.

Ein Entnahmemanagement müsste die Förderung der Laufkäferfauna in einem 10 km-Radius um die bekannten Wochenstuben zum Ziel haben, wobei die Wirkzusammenhänge zwischen Grundwasserstand und Laufkäferbiomasse sehr komplex sind und teilweise Wissenslücken bestehen. Unter der Prämisse, dass in Auen-ökosystemen extreme Standortbedingungen zwischen Überflutung und Trockenheit zur typischen Ökologie gehören, könnte versucht werden in trockenen Jahren eher die östlichen Wasserwerke Hardtwald und Mörcher Wald und damit die Kinzig-Murg-Rinne zu entlasten und die Entnahme stärker in den Rheinwald zu verlagern. [Entnahmemanagement-Variante E2]

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf das Nahrungsangebot der Art auswirken.

[1337] Biber (*Fiber castori*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] BfN (2013)¹⁸ / [2] SWR aktuell lt. Agrarministerium¹⁹ / [3] IfGG (2017) / [4] LUBW (2017)

Der Biber ist das größte einheimische Nagetier, er erreicht eine Gesamtlänge (mit Schwanz) von bis zu 1,35 m. Der abgeplattete Schwanz (Kelle) erreicht eine Länge von bis zu 40 cm. Biber zählen zu den wenigen Tierarten, die ihren Lebensraum nachhaltig selbst gestalten. [1]



Abbildung A-30: Biber.
Foto: Konrad / Archiv BfN

Lebensraum & Lebensweise

Biber können sowohl in stehenden als auch in fließenden Gewässern leben. Biberbaue werden häufig in Uferböschungen angelegt. Wenn dies nicht möglich ist, bauen sich die Tiere aber auch selbst aus Ästen und Reisig ihre Burgen. Ansiedlungen des Bibers sind meist gut daran zu erkennen, dass in ihrem Umfeld die Stämme und Äste von Weiden, Pappeln und anderen Ufergehölzen auf charakteristische Art und Weise abgenagt sind. Liegen die Ansiedlungen im Wald und bestehen bereits längere Zeit, so haben sich im Aktionsraum des Bibers in Folge der Nageaktivitäten der Tiere meist ausgedehnte artenreiche Feuchtwiesen entwickelt. [1]

Durch die Anlage von Dämmen stauen die Tiere Wasser auf. Hierdurch erhöhen sie den Wasserstand und sichern so die Eingänge ihrer Bauten (Burgen), die unter Wasser liegen. Durch die Vergrößerung der Wasseroberfläche und die Verringerung der Fließgeschwindigkeit schaffen sie so Lebensraum für viele andere gewässergebundene Arten. Den gewünschten Wasserstand regulieren die Tiere entsprechend der jeweils durchströmenden Wassermenge. Auch durch ihr Fressverhalten schaffen die Tiere neue, reich gegliederte Lebensräume für andere Arten. Biber ernähren sich hauptsächlich von krautigen Pflanzen, Blättern und Baumrinde, überwiegend von Laubbäumen. Letztere werden auch zur Anlage der Biberdämme genutzt. So entstehen um die Biberansiedlungen herum offene Lebensräume (Biberwiesen), die z.B. von Rehen und Hirschen zur Nahrungssuche genutzt werden. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Der Biber ist auf 64 von 312 TK25-Messtischblättern in Baden-Württemberg verbreitet (21 %, R_{GF} = 8). Seit 2008 hat der Bestand von 1000 auf 3500 Tiere zugenommen (R_F = 5). [2]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [4]

Bislang ist nur ein Nachweis von der Murg bekannt (Zone C), wobei davon ausgegangen werden kann, dass der Biber sämtliche Gewässer in der Rheinaue zeitnah besiedeln wird. [3]

¹⁸ <https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/saeugetiere-sonstige/biber-castor-fiber.html>

¹⁹ <https://www.swr.de/swraktuell/bw/wildtier-bericht-soll-aufschluss-geben-zu-viele-biber-in-baden-wuerttemberg/-/id=1622/did=18757674/nid=1622/1f1tjme/index.html>

Grundwasserabhängigkeit

Da der Biber seinen Lebensraum in starkem Maße selbst gestaltet, viele der kleineren Gewässer aber selbst grundwasserabhängig sind, ergibt sich eine schwache, indirekte Grundwasserabhängigkeit. Für die Lebensstätte „Murg“, deren Wasserhaushalt dominant durch die Hydrologie des Einzugsgebiets im Schwarzwald geprägt wird, wurde keine Grundwasserabhängigkeit angenommen. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 300 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

Der Biber ist vor allem durch die Zerstörung seines Lebensraums (Gewässerausbau, Landschaftsfragmentierung) sowie durch die Verunfallung auf Straßen und Bahngleisen gefährdet (Dolch & Heidecke 2004).

- Lebensraumverlust durch Nutzungsänderung in Auen
- Landwirtschaftliche Bewirtschaftung bis an das Gewässerufer
- Anthropogene Eingriffe in Biberreviere (z.B. Zerstörung von Dämmen wegen drohender Vernäsung) auf Grund von Konflikten zwischen natürlicher Lebensweise des Bibers und menschlicher Landnutzung
- Reusenfischerei (Ertrinken in den Reusen)
- Zerstörung des Lebensraumes (Gewässerausbau, Bau von Siedlungs- und Gewerbeflächen in Auenstandorten)
- Veränderung des Abflussverhaltens durch Begradigung und Vertiefung von Fließgewässern
- Landschaftsfragmentierung durch Verkehrswegebau
- Verkehrstod auf Straßen und Bahngleisen
- Illegale direkte Zerstörung von Bauen und Dämmen
- Bisam- und Nutria-Bekämpfung mittels Schlagfallen

Schutzmaßnahmen [1]

- Anlage 20-30 m breiter Uferstreifen mit hohem Strauchanteil (30 % Weiden und Pappeln) und standortgerechten Bäumen. Dadurch sind sowohl Konflikte zwischen Biberschutz und Landnutzung vermeidbar als auch die Uferbaue geschützt, die zu über 90 % in diesem Bereich liegen. Dies gilt sowohl für landwirtschaftlich als auch für forstwirtschaftlich genutzte Flächen
- In Niederungsbereichen extensive Grünland- statt Ackernutzung (2 malige Mahd pro Jahr oder 0,5 Großvieheinheiten je Hektar), so dass gelegentliche Überflutungen nicht zu wirtschaftlichen Schäden führen
- Verzicht auf den Anbau von für Biber attraktive Pflanzen (z.B. Mais, Zuckerrüben, Getreide, Raps, Sonnenblumen) in unmittelbarer Ufernähe
- Förderung naturnaher Auen (Weichholzaunen und extensive Grünlandnutzung)
- Bei forstwirtschaftlicher Nutzung (Einschlag) belassen eines 50 m breiten Uferstreifens (weitere Angaben s. unter Landwirtschaft)
- Fischereiwirtschaft: Ausschließlicher Einsatz von Fischreusen, die ein Einschwimmen des Bibers sicher verhindern

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Da Biber ihren Lebensraum weitestgehend selbst gestalten und gleichzeitig sehr mobil sind, bestehen kaum Beeinträchtigungen des Biberlebensraums durch Grundwasserabsenkungen. Biber hingegen sind in der Lage

große Flächen (ggf. mit Brunnenfassungen) unter Wasser zu setzen, in dem sie die Entwässerungsleistung von Fließgewässern und Gräben herabsetzen.

Für die Stadtwerke Karlsruhe wird sich der Biber kurz- bis mittelfristig im WSG Rheinwald ansiedeln, wobei die Brunnen in ausreichender Entfernung von potentiell in Frage kommenden Gewässern (z.B. Alter Federbach) sein dürften.

[1381] Grünes Besenmoos (*Dicranum viridae*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] RPK (2013a) / [2] ILN 2009 / [3] LUBW (2018a) / [4] LUBW (2017)

Das Grüne Besenmoos, auch Grünes Gabelzahnmoos genannt, gehört zu den Laubmoosen und bildet (dunkel-)grüne polsterförmige Rasen, die im unteren Teil rostbraun gefärbt sind. Die Blätter stehen steif aufrecht und brechen an den Spitzen leicht ab. Die Art ist nur von Experten unter dem Mikroskop von anderen, nahe verwandten Arten zu unterscheiden. Die Vorkommen in Baden-Württemberg zählen zu den Hauptvorkommen der Art in Europa und sind daher für den europäischen Arterhalt von besonderer Bedeutung. [3]



Abbildung A-31: Grünes Besenmoos
Foto: M. Lüth / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Das Grüne Gabelzahnmoos wächst als Aufsitzerpflanze (epiphytisch) auf der Borke von Laubbäumen, bevorzugt auf unteren und oft schräggewachsenen Stammabschnitten. Die Art kommt überwiegend in alten Waldbeständen an Buchen (mit Stammdurchmesser ab 40 cm), Eichen, Hainbuchen und Erlen vor. Die Wuchstandorte befinden sich in Wäldern mit hoher Luftfeuchtigkeit oder Bodenfeuchte, zuweilen werden jedoch auch trockenere Standorte besiedelt, z.B. in Eichen-Hainbuchenwäldern. Das Grüne Gabelzahnmoos ist grundsätzlich säureliebend, benötigt jedoch einen gewissen Basengehalt des Substrats. Es ist daher in Baden-Württemberg überwiegend in den Kalkgebieten verbreitet, kommt jedoch in fast allen Naturräumen vor. In Buntsandsteingebieten wächst die Art vereinzelt in luftfeuchten Tälern und Mulden mit basenreicheren Böden. [3]

Das Grüne Gabelzahnmoos ist ausdauernd und vermehrt sich in Mitteleuropa fast ausschließlich vegetativ über abgebrochene Blattspitzen. Die Blattfragmente werden wahrscheinlich von Regenwasser, Wind und Tieren über kurze Strecken verfrachtet und können auf geeigneten Substraten neue Sprosse bilden. [3]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Die Art ist in Baden-Württemberg weit verbreitet. Verbreitungslücken bestehen jedoch im Schwarzwald und im nördlichen Teil des Schwäbisch-Fränkischen Waldes. Die Art ist auf 266 von 1161 Messtischblattquadranten in Baden-Württemberg verbreitet (23 %, $R_{GF} = 8$). Zur Anzahl der kleinräumigen Vorkommen liegen keine Daten vor. Der R_F -Wert wird mit 4 abgeschätzt. [3]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [4]

Zone A WWDW: 15 Artfundpunkte im Oberwald

Zone A WMMW: Die Art wurde nahe dem Wasserwerksgelände im Rahmen des Neubaus des Wasserwerks festgestellt.

Zone A WWRW: 2 Vorkommen im Bruchwald

Zone B und C: Weitere Vorkommen v.a. in den Wäldern der Rheinaue.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Aufgrund fehlender detaillierter Untersuchungen sind zuverlässige Aussagen zur Bestandsentwicklung nicht möglich. Unter der Voraussetzung, dass es gelingt, strukturreiche, ältere Waldbestände (>140 jährig) durch längere Umtriebszeiten zu erhalten, wird der Fortbestand der Art gewährleistet werden können. [3]

Grundwasserabhängigkeit

Eine Grundwasserabhängigkeit besteht bestenfalls indirekt. Ausschlaggebend sind die Luftfeuchteverhältnisse im Bestand, die aber stärker von der Bestandsstruktur als von geringen Veränderungen des Wasserstands beeinflusst werden. Im Norden von Karlsruhe im Bereich des WWHW werden sehr trockene Standorte auf der Niederterrasse besiedelt. Für Vorkommen in sehr feuchten Wäldern, in denen das Besenmoos die Stammfüße von Erlen besiedelt, besteht eine geringe, indirekte Grundwasserabhängigkeit.

Gefährdungsursachen [3]

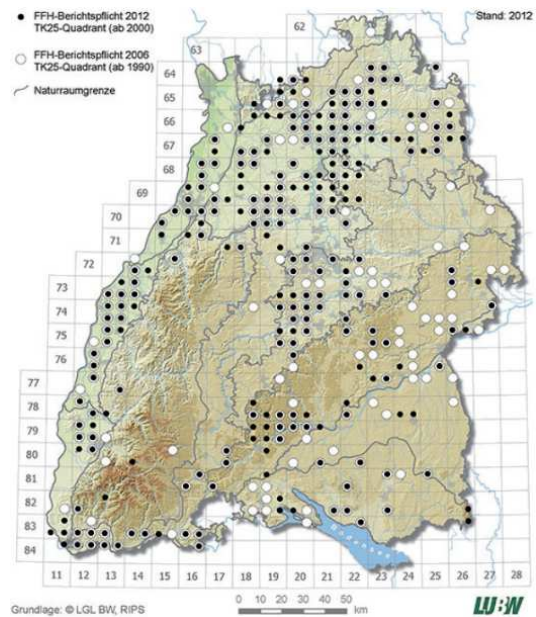
- Umwandlung der Laubwälder in Nadelholzbestände
- Genehmigungspflichtiger Kahlschlag und großflächige Schirmschläge
- Bodenschutzkalkung natürlich saurer Standorte
- Eintrag atmosphärischer Schadstoffe (SO₂ und NO_x-Belastung)

Schutzmaßnahmen [3]

- Ausreichender Erhalt von Altholzbeständen
- Maßnahmen, die ein räumlich u. zeitlich differenziertes Mosaik unterschiedlich alter Laubholzbestände mit guten Wuchsbedingungen für das Grüne Besenmoos entstehen lassen
- Erhalt ausgewählter "krummschäftiger" Laubhölzer ("Protzen")
- Erhöhung des Anteils alter Laubbäume: Laubbäume im Wald durch langfristige Produktionszeiträume verstärkt in Altersphasen überführen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte bestehen höchstes in den vom Forst durchgeführten Kompensations-Waldkalkungen, von denen die Wasserversorgung hinsichtlich einer Verbesserung des Schwermetallrückhaltevermögen der Böden profitiert. Da es sich aber nur um Kompensationskalkungen und nicht Kalkdüngungen handelt, die den pH-Wert in einen standortuntypischen neutralen bis alkalischen Bereich heben, dürfte auch zukünftigen Waldkalkungen nichts im Wege stehen.



[1428] Kleefarn (*Marsilea quadrifolia*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: Vollzitat: [1] IfGG (2017) / [2] LUBW (2018a) / [3] LUBW (2017)

Der Kleefarn gehört zu den Wasserfarnen, bildet lockere Rasen und weist vierteilige, kleeblattartige Blätter auf. Wächst die Art untergetaucht im Wasser, so entwickelt sie bis zu 50 cm lange Stiele, so dass die Blätter an der Wasseroberfläche schwimmen. Auch ein Wachstum an Land ist möglich: dann bringen die Pflanzen allerdings deutlich kürzere Stiele und kleinere Blätter hervor. Gegenwärtig ist in Deutschland nur ein natürliches Vorkommen in Baden-Württemberg bekannt. [2]



Abbildung A-32: Kleefarn
Foto: Harms / Archiv LUBW

Lebensraum & Lebensweise

Der als konkurrenzschwach geltende Kleefarn besiedelt bis 40 cm tiefe Flachwasserbereiche sowie trocken-gefallene, schlammige Ufer von Weihern und Tümpeln, seltener von Fließgewässern. An Land kann er an nassen, vegetationsfreien Stellen in Lehmgruben und Schweineweiden auftreten.

Der Kleefarn entwickelt weit kriechende, verzweigte Rhizome. Es existiert eine Wasserform und eine wesentlich gedrungene Landform. Nur an Blättern der Landform werden auf trockenengefallenen Böden Sporokarpe gebildet. Diese enthalten die Sporangien (Sporenbehälter) und sind austrocknungsresistent. Nach einer Ruhephase erreichen die Sporokarpe ihre Keimfähigkeit, die mehrere Jahrzehnte lang bei Trockenheit und unter Sauerstoffabschluss erhalten bleiben kann. Verbreitet wird die Art über Wasservögel oder bei Überschwemmungen mit dem Wasser. Überwiegend vermehrt sich die Art jedoch über bewurzelte Triebe, die sich von der Mutterpflanze lösen und dann selbständig werden. Die Art reagiert im Übrigen empfindlich auf Schwankungen des Wasserstands, nach Anstieg des Wasserspiegels sterben die alten Landblätter ab und es müssen Wasserblätter gebildet werden. [2]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war die Art entlang des nördlichen und mittleren Oberrheins weit verbreitet. In Deutschland galt die Art seit den 1960er Jahren als ausgestorben oder verschollen. Zwischenzeitlich sind Vorkommen aus Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz bekannt. Aktuell sind nur sehr wenige Vorkommen am Oberrhein bekannt. Die Bestandssituation in Baden-Württemberg ist aufgrund fehlender Daten nicht quantifizierbar, aber eher negativ einzuschätzen. Eventuell sind noch aktivierbare Sporokarprien im Bereich erloschener Vorkommen vorhanden, aus denen unter geeigneten Bedingungen wieder Bestände entstehen könnten. [3]

Mit einer Verbreitung auf 3 von 1161 Messtischblattquadranten in Baden-Württemberg ist die Art extrem selten (0,3 %, $R_{GF} = 10$). Die Anzahl der besetzten Messtischblattquadranten stellt auch die Anzahl der Vorkommen dar ($R_F = 10$).

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [3]

1986 wurde eine neue spontane Population nach Baggerarbeiten an einem Kleingewässer bei Neuburgweiher entdeckt. Diese Population wurde ins Artenschutzprogramm (ASP) des Landes Baden-Württemberg aufgenommen und seit 2000 mit Schutzmaßnahmen unterstützt. Von 2006 bis 2010 wurde die Fläche im Rahmen des LIFE-Projektes „Lebendige Rheinauen bei Karlsruhe“ durch gezielte Schweinebeweidung vergrößert und der Pflanzenbestand 2006 durch Ansiedlung nachgezogener Pflanzen auf verschiedenen angrenzenden Parzellen vermehrt. [1]

Die Vorkommen liegen an einem Graben in der Dämmelschlut, der durch die Schweinebeweidung stellenweise zu kleinen, flachen Tümpeln aufgeweitet ist. Bis 2009 ist der Bestand aus sechs 0,04 m² großen Ansiedlungs-Plaques zu einem Bestand von mind. 100 m² angewachsen. Der Wasserstand der Kleingewässer ist stark wechselnd, so fiel 2009 der Wasserstand besonders stark und es bildeten sich ausgedehnte Schlammflächen. Durch die Schweinebeweidung entstehen besonders am Rand der Kleingewässer immer wieder offene Bodenstellen. Die Begleitvegetation wurde detailliert im Rahmen des Monitoring zum LIFE-Projekt von 2006 bis 2009 aufgenommen (RADKOWITSCH 2009). [1]

Zone A & B: -

Zone C: 2 Vorkommen in der Rheinaue zwischen Mörsch und Neuburgweiher

Grundwasserabhängigkeit

Die von der Art besiedelten Standorte sind grundwasserabhängig. Grundwasserdynamik ist für die Erhaltung der Biotope essentiell, wobei die Bestände auch durch Wasserstandsschwankungen geschädigt werden können. FA_1 wurde mit 50, FA_0 mit 300 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [3]

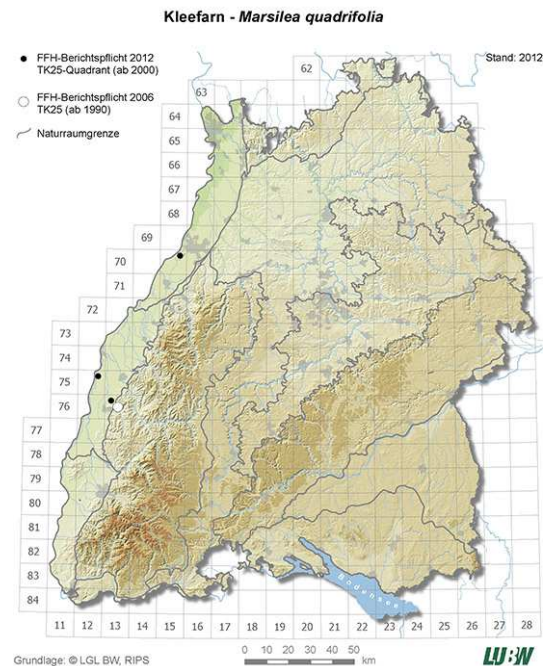
- Kanalisierung des Rheins in den vergangenen Jahrhunderten
- Veränderung des Grundwasserhaushaltes
- Nährstoff-, Pflanzenschutzmittel- und Schadstoffeintrag
- Meliorationsmaßnahmen (Düngung)
- Auffüllungen

Schutzmaßnahmen [3]

- Gelegentliche Mahd der Hochstauden und des Röhrichs
- Entfernen von Gehölzen
- Schaffung offener Bodenstellen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Nicht vorhanden, da die Vorkommen in Zone C liegen.



[4056] Zierliche Tellerschnecke (*Unio crassus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] LUBW (2018a) / LUBW (2017) / LUBW (2008, p.89)

Die Zierliche Tellerschnecke gehört zur Familie der Tellerschnecken. Sie besitzt ein scheibenförmiges Gehäuse, das einen Durchmesser von 5 bis 6 mm und eine Höhe von 0,8 mm erreichen kann. Es weist fünf Umgänge auf, die sowohl auf der Ober- als auch auf der Unterseite konvex gewölbt sind. Das Gehäuse ist dünnwandig und glänzend bräunlich oder gelblich gefärbt. [1]



Abbildung A-33: Zierliche Tellerschnecke Foto: Falkner / Archiv LUBW]

Lebensraum & Lebensweise

Die zierliche Tellerschnecke lebt zwischen dichten Wasserpflanzenbeständen in der Verlandungszone vegetationsreicher Stillgewässer sowie in langsam fließenden Wiesengräben. Die besiedelten Gewässer zeichnen sich durch relativ schwebstoffarmes, kalkhaltig-basenreiches Wasser aus. [1]

Die Zierliche Tellerschnecke ist zwittrig mit der Fähigkeit zur Selbstbefruchtung. Aber auch wechselseitige Befruchtung tritt auf. Die Art ernährt sich von Algen und abgestorbenen Pflanzenteilen. Die Lebensdauer beträgt etwa ein Jahr. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

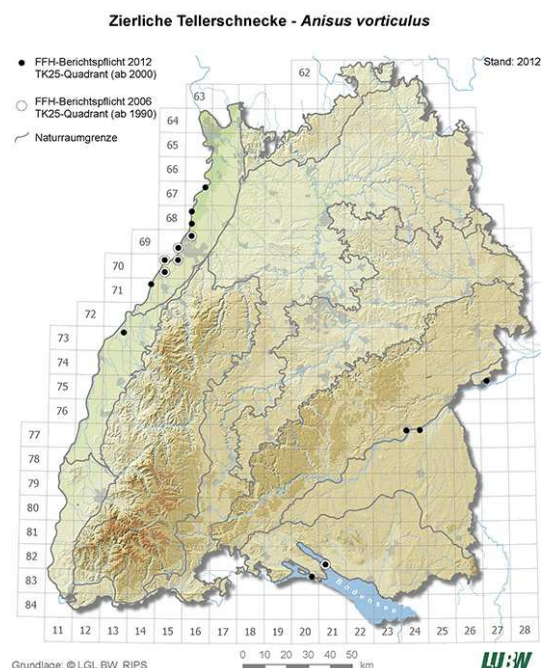
In Baden-Württemberg liegen Nachweise für die Oberrheinniederung (z.B. Rußheimer Altrhein, Rheinauen bei Illingen und Au am Rhein), Oberschwaben und für das Bodenseebecken vor.

Die Art ist auf 15 von 1161 (1 %, $R_{GF} = 10$) TK25-Rasterquadranten verbreitet. [1]

Die Artfundhäufigkeit gilt als extrem selten (1 bis 15 Nachweise / UTM10-Gitter) [3], weshalb R_F mit 9 festgelegt wird und der Gesamtbestand für Baden-Württemberg mit 150 Vorkommen (Rasterquadranten*Artfundhäufigkeit) abgeschätzt wird.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Aufgrund neuerer Untersuchungen des Life-Projektes „Lebendige Rheinaue“ wurden mehrere bisher unbekannte Vorkommen entdeckt. Es ist zu erwarten, dass bei einer systematischen Untersuchung am Oberrhein weitere Vorkommen entdeckt werden. Aussagen zur Bestandsentwicklung sind derzeit aber noch nicht möglich. [1]



Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet [2]

Es liegen 53 Fundmeldungen aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Zone A und B: -

Zone C: Alle Nachweise in der Rheinaue an Altrheinarmen und teilweise an kleineren Tümpeln

Grundwasserabhängigkeit

Die Art kommt vor allem in der Verlandungszone vegetationsreicher Stillgewässer vor. Diese Gewässer sind in sehr enger räumlicher Nähe zum Rhein und werden vorwiegend durch dessen Wasserstände geprägt, so dass bestenfalls eine geringe Abhängigkeit vom Grundwasser vorliegt. FA_1 wurde mit 0, FA_0 mit 300 cm angesetzt.

Gefährdungsursachen [1]

- Nähr-, Schweb- und Schadstoffeinträge
- Grundwasserabsenkung
- durch Eutrophierung beschleunigte Verlandung

Schutzmaßnahmen [1]

- Aufrechterhaltung des bisherigen Wasserregims
- Erhaltung der Unterwasservegetation in den Gewässern
- Beseitigung von Gehölzaufwuchs
- Einrichtung von Pufferzonen zur Verhinderung von Nähr-, Schweb-, Schadstoffeinträgen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Es liegen nur Artnachweise in Zone C vor, so dass keinerlei Konflikte und Potentiale bestehen.

[A031] Weißstorch (*Ciconia ciconia*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] MLR (2014)

Lange rote Beine, ein leuchtend roter Schnabel, ein weißer Körper mit langem Hals und schwarze Schwinge – den Weißstorch kann man eigentlich nicht verwechseln. Und überhören kann man ihn auch nicht, wenn die Partner zur Begrüßung am Horst lauthals mit dem Schnabel klappern. Unverkennbar ist er auch im Flug: Mit weit ausgebreiteten Flügeln, dem lang ausgestreckten Hals und den weit nach hinten ragenden Füßen segelt er durch die Lüfte und kann sich dabei auch bis in große Höhen emporschrauben – etwa um beim Zug gen Süden die Alpen zu überwinden. [1]



Abbildung A-34: Weißstorch [1]

Lebensraum & Lebensweise

Es gibt wohl kaum einen anderen Vogel, der so symbolhaft für die Zerstörung seines Lebensraums steht wie der Weißstorch. Bei der Nahrungssuche ist er auf möglichst feuchte und am besten extensiv genutzte Wiesen in offenen Landschaften angewiesen. Nur hier kann er die nötige Menge an Nahrung erbeuten: Immerhin vertilgt er pro Tag rund ein halbes Kilogramm an Kleintieren aller Art – von Regenwürmern über Insekten, Amphibien, Eidechsen und Mäusen bis hin zu Schlangen. Früher einmal, als es noch keine Kirchtürme und Scheunen mit darauf montierten Wagenrädern und anderen Kunsthorsten gab, da brüteten Störche in Bäumen. Doch mittlerweile haben sie sich als Kulturfolger bestens etabliert und scheuen die Nähe des Menschen keineswegs. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Wie überall in Deutschland haben im vergangenen Jahrhundert auch hier zu Lande die Bestände massiv abgenommen. Während er früher weit verbreitet war und bis auf die großen Waldgebiete praktisch im ganzen Land brütete, wurden 1975 nur noch 15 Brutpaare gezählt. Mittlerweile haben sich die Bestände wieder erholt: aktuell sind es mehr als 270 Brutpaare. Und die Entwicklung ist weiter positiv. So breitet sich der Weißstorch zunehmend aus und unternimmt bereits in Ballungsräumen, denen er über Jahrzehnte fernblieb, vermehrt erfolgreiche Bruten. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

19 Reviere (möglicherweise teilweise auch nur Beobachtungen) sind aus dem Modellgebiet bekannt (MaPs). Weitere sind in der nördlichen Rheinaue vorhanden, wo aus dem Vogelschutzgebiet noch keine Daten vorliegen.

Zone A MW: 1 Nachweis (Nahrungsgast NSG Allmendäcker)

Zone B: 5 Reviere / Nachweise

Zone C: 10 Reviere / Nachweise

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Der Weißstorch ist ein leuchtendes Beispiel für die segensreiche Wirkung von Artenschutzprogrammen. Ohne das 1981 begonnene Projekt zur Bestandsstützung und Wiederbesiedelung wäre es um seinen Fortbestand schlecht bestellt gewesen. So aber konnte er sich ausgehend von den Reliktvorkommen im Alpenvorland und in der südlichen Oberrheinebene deutlich ausbreiten.

Grundwasserabhängigkeit

Der Weißstorch sucht zur Nahrungssuche ein breites Spektrum an landwirtschaftlich genutzten Flächen auf. Er kann beim Laufen hinter dem pflügenden Traktor auf Mäuse- und Regenwurmjagd beobachtet werden, sucht aber eben sehr häufig auch Feuchtwiesen auf, wo Amphibien und Reptilien erbeutet werden. Er kann somit auf grundwasserfernen wie auch sehr feuchten Habitaten beobachtet werden und muss durchaus als grundwasserabhängige Art gewertet werden.

Gefährdungsursachen

- Lebensraumverlust durch Intensivierung und Trockenlegung
- Strommasten und Windenergieanlagen
- Gefährdungen auf den Zugwegen

Schutzmaßnahmen

Vierorts sind die vorgenommenen künstlichen Aufzucht- und Auswilderungsprojekte unter Naturschützern nicht unumstritten. Wichtiger und auf Dauer erfolgreicher sind die Maßnahmen zum Erhalt und zur Wiederherstellung seiner Lebensräume. Dabei sollten die Wiesen extensiv bewirtschaftet werden. Wichtig ist auch, sich international für den Schutz der Störche auf ihren Zugwegen einzusetzen. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte sind bei einer langfristigen und zusätzlichen Steigerung der Grundwasserentnahme über den Status-Quo hinaus vorhanden.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW wirkt sich positiv auf das Nahrungsangebot der Art aus, wenn Ackerland zu Streuobstwiesen umgewandelt wird und auf den Einsatz von Pestiziden verzichtet wird. Synergetisch würde es zu einer qualitativen Sicherung der Grundwasserressource vor Düngemittel- und Pestizideinträgen kommen.

[A099] Baumfalke (*Falco subbuteo*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] MLR (2014)

Er ist ein sehr fetziger Flieger, der Baumfalke. Und so erinnert er im Flug mit seinen spitzen, sichelförmigen Flügeln und seinen wendigen Flugmanövern weniger an einen etwa gleich großen Turmfalken, sondern eher an einen überdimensionalen Mauersegler oder zu schlank geratenen Wanderfalken. Erst wenn man ihn näher mustern kann, sieht man das andere typische Merkmal: die „roten Hosen“ der Altvögel, also die rostrote Färbung des Gefieders im oberen Bein- und Steißbereich. Typisch ist auch der schmale schwarze Backenstreifen. Zudem steht der Baumfalke grundsätzlich nie rüttelnd in der Luft, wodurch er leicht vom Turmfalken zu unterscheiden ist. [1]



Abbildung A-35: Baumfalke [1]

Lebensraum & Lebensweise

Baumfalken bevorzugen abwechslungsreiche Lebensräume. Besonders willkommen sind die Ränder alter Kiefernwälder. Aber auch Brutplätze am Rand von Laub- und Mischwäldern und sogar in Parkanlagen sind bekannt. Wichtig ist ein gutes Jagdgebiet in einer halboffenen Landschaft, wobei Feuchtgebiete diese Bedingung oft gut erfüllen. Als Meister der Luftjagd, die häufig in der beginnenden Dämmerung stattfindet, erbeutet der Baumfalke gern Vögel im Flug. So zum Beispiel Lerchen, Schwalben und sogar Mauersegler. Besonders in Feuchtgebieten fängt er auch regelmäßig Libellen. Im Gegensatz zu den beiden anderen heimischen Falkenarten ist der Baumfalke ein ausgesprochener Offenbrüter. Das heißt er nutzt gerne alte Krähenester und Bussardhorste. Felsnischen oder Gebäudevorsprünge benötigt er im Gegensatz zu Turm- und Wanderfalke nicht. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Mäßig, aber regelmäßig – so lässt sich der etwa 250 Paare umfassende Brutbestand des Baumfalken in Baden-Württemberg umschreiben. Damit ist er inzwischen die seltenste Falkenart im Land, nachdem sich der Wanderfalkenbestand dank intensiver Schutzmaßnahmen wieder erholt hat. Der Baumfalke kommt fast im ganzen Land vor, außer in den großen geschlossenen Waldgebieten. Die bevorzugten Brutgebiete liegen in den eher feuchten Regionen der Oberrheinebene, im Neckarbecken und im Vorland der mittleren und östlichen Schwäbischen Alb sowie im Bodenseebecken. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Acht Reviere sind verstreut über das Modellgebiet bekannt (MaPs). Weitere Reviere werden innerhalb des Modellgebiets vermutet, insbesondere im SPA-Gebiet 6816-401, für das noch keine Daten vorliegen.

Zone A HW: 1 Revier

Zone B: 1 Revier östlich des KIT Campus Nord

Zone C: 6 Reviere in der Rheinaue

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Erfreulicherweise sind die Bestände des Baumfalke relativ stabil geblieben. Allerdings ist es regional zu mehr oder weniger starken Abnahmen gekommen. Die wichtigsten Ursachen sind in der Verknappung der Nahrungsgrundlage zu sehen, daneben auch nach wie vor in der direkten Verfolgung vor allem auf seinen Zugwegen ins südliche Afrika.

Grundwasserabhängigkeit

Zwar jagt der Baumfalke gerne im Offenland und damit auch gerne über Gewässern, wo häufig Libellen erbeutet werden. Dennoch kommt der Baumfalke auch regelmäßig fernab von Feuchtgebieten vor. Es besteht maximal eine mittlere und indirekte Abhängigkeit.

Gefährdungsursachen

- Lebensraumverlust
- Pestizideinsatz

Schutzmaßnahmen

Die wichtigsten Hilfsmaßnahmen setzen beim Erhalt und bei der Schaffung geeigneter Lebensräume an. Dazu müssen die vorhandenen Altholzbestände als Brutmöglichkeiten erhalten werden. Weiterhin sollten reich gegliederte Offenlandschaften mit möglichst geringem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bewirtschaftet werden, um die Nahrungsressourcen zu sichern. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte sind nicht vorhanden.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW würde sich positiv auf die Reduzierung des Pestizideinsatzes auswirken, wovon die Art im Hinblick auf das Nahrungsangebot aber auch im Hinblick auf den Fortpflanzungserfolg profitieren würde. Synergetisch würde es zu einer qualitativen Sicherung der Grundwasserressource vor Düngemittel- und Pestizideinträgen kommen.

[A207] Hohltaube (*Columba oenas*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Hohltauben sind ungefähr so groß wie Haustauben, aber kleiner und kurzschwänziger als Ringeltauben, mit denen sie gelegentlich vergesellschaftet sind. Typisch sind das grünlich schimmernde Abzeichen am Hals sowie der weinrote Brustbereich. Anders als die Straßentauben haben sie kein Weiß im Gefieder. [1]



Abbildung A-36: Hohltaube [1]

Lebensraum & Lebensweise

Die Hohltaube ist ein Höhlenbrüter – als einzige unter den europäischen Tauben. Da sie aber schlecht selbst Höhlen in einen Baum zimmern kann, ist sie vor allem auf den Schwarzspecht als Quartierbauer angewiesen. Solche gebrauchten Immobilien findet sie jedoch nur in alten Waldbeständen mit dicken Bäumen. Die Hohltaube bevorzugt vor allem Buchenwälder, die älter als 120 Jahre sind. Daneben brütet sie auch in Parkanlagen und Alleen. Zu dicht dürfen die Wälder allerdings nicht sein, sonst sieht es schlecht mit der Nahrungsbeschaffung aus. Die findet nämlich zumeist in der offenen Landschaft statt. Auf dem Speisezettel steht vor allem Vegetarisches: Samen von Wildkräutern, Beeren sowie andere Früchte. Nur selten wird nach einer Schnecke oder nach Kleintieren gepickt. [1]

Verbreitung & Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

In der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts ging es der Hohltaube in Baden-Württemberg zunehmend schlechter. Der Tiefpunkt war Mitte der 1980er Jahre erreicht. Seither haben sich die Bestände stellenweise wieder stabilisiert, teilweise auch erholt. In Baden-Württemberg wird derzeit mit 3000 bis 4000 Brutpaaren gerechnet. Diese kommen – außer in großen geschlossenen Waldflächen – in vielen Landesteilen vor. Ein wichtiger Verbreitungsschwerpunkt ist der mittlere Neckarraum mit den angrenzenden Gebieten Schönbuch, Vorland der Schwäbischen Alb sowie Stromberg. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

17 Reviere sind im Modellgebiet bekannt (MaPs, Umwelterhebungen für den WRA WWMW). Weitere Reviere werden sind im Oberwald und Hardtwald südlich von Karlsruhe zu erwarten.

Zone A HW: 7 Reviere

Zone A MW: 1 Revier

Zone B: 6 Reviere (davon 4 unweit WWHW Zone A)

Zone C: 3 Reviere in der Rheinaue

Grundwasserabhängigkeit

In strukturreichen Laub- und Mischwäldern ist die Hohltaube fast ausschließlich vom Höhlenangebot und damit vom Vorkommen des Schwarzspechts abhängig. Dieser wiederum benötigt ein gewisses Angebot an

älteren Bäumen, die sich zu Anlage von Höhlen eignen, wobei der Schwarzspecht nicht auf bestimmte Baumarten wie Alteichen angewiesen ist. Unabhängig von der Höhe der Grundwasserstände wird die Schwarzspechtpopulation also dominierend von den Umtriebszeiten im Forst beeinflusst. Von Seiten des Forstes genießen bekannte Höhlenbäume heute in der Regel einen besonderen Schutz und werden nicht gefällt.

Gefährdungsursachen

- Verkürzte Umtriebszeiten im Forst

Schutzmaßnahmen

Wenn dem Schwarzspecht alte Bäume zum Bau von Bruthöhlen fehlen, dann fehlt auch der Hohltaube eine essentielle Lebensgrundlage. Dementsprechend sind verlängerte Umtriebszeiten der Wälder oder zumindest Inseln mit alten Bäumen im Wald eine gute Möglichkeit, den Hohltauben zu helfen. Ebenso wichtig ist der Erhalt bestehender Grünlandgebiete und Brachen als Teillebensraum. Darüber hinaus verbessern Saumstrukturen und Randstreifen, die reich mit Wildkräutern bewachsen sind, die Nahrungsgrundlage. Eine allerdings nur eingeschränkt genutzte Alternative zu den natürlichen Bruthöhlen stellen Nistkästen dar. Da Hohltauben aber ziemliche „Dreckferkel“ sind, sollten die Kästen unbedingt im Spätherbst gereinigt werden. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Die Art profitiert zwar vom Vorkommen und von der Vitalität von Alteichen und alten Kiefern, dennoch ist die forstlich hervorgerufene Alterstruktur der Wälder der Hauptschlüssel zum Erhaltungszustand der Art. Ein Konflikt mit der Grundwasserentnahme besteht daher nur in untergeordnetem Maß.

Potentiale im Wasserwerks- und WSG-Management sind in untergeordneter Weise im Rahmen eines angelegten Entnahmemanagements zur Förderung von Alteichen in extrem trockenen Jahren vorhanden (vgl. Mittelspecht).

[A215] Uhu (*Bubo bubo*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] MLR (2014)

Es ist schon ein toller Anblick, einem Uhu beim Landeanflug zuzusehen. Völlig lautlos kommt die größte europäische Eule angesegelt, die Flügel weit ausgebreitet, die Schwanzfedern aufgefächert, das „Fahrgestell“ ausgefahren. Und ehe sich die Maus versieht, ist sie fest in den Fängen des Jägers. Wenn sich der Uhu dann in seiner ganzen Körpergröße von rund 70 Zentimeter präsentiert, ist er schon eine prachtvolle Erscheinung, geziert von großen Federohren und den leuchtend orangefarbenen Augen. Seinen Namen hat der Uhu übrigens vom typischen Revierruf: einem je nach Bedingungen ein bis vier Kilometer weit hörbaren uu-hu, bu-ho oder schu-hu, wobei die zweite Silbe tiefer als die erste ist. [1]



Abbildung A-37: Uhu [1]

Lebensraum & Lebensweise

Der Uhu ist groß, und groß ist auch sein Revier: rund 20 Quadratkilometer. Abwechslungsreich gegliedert muss die Landschaft sein. Und Felswände sollte sie auch enthalten, denn dort brütet der Uhu am liebsten. Damit beginnt er schon reichlich früh im Jahr. Nach der herbstlichen Vorbälz im Oktober und der Frühjahrsbälz im Februar schlüpfen die ersten Jungen manchmal schon Anfang April. Der Speisezettel ist umfangreich: Mäuse aller Art, Ratten, Igel, Feldhasen, aber auch Vögel wie Krähen, Elstern und sogar Eulen und andere Greifvögel. Wenn es nichts anderes zu fressen gibt, tun es zur Not auch Frösche und Reptilien. [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts ging es dem Uhu durch intensive Verfolgung massiv an den Kragen. Nachdem er auch in Baden-Württemberg vom Aussterben bedroht war, haben sich die Bestände mittlerweile durch umfangreichen Schutz wieder erholt: Von den bundesweit 660-780 Brutpaaren leben 50-70 Paare im Land. Sie sind in verschiedenen Teilen des Landes heimisch, vor allem in den Bereichen Schwäbische Alb, obere Donau und oberer Neckar. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

2 Reviere sind aus dem Modellgebiet bekannt (MaPs, eigene Daten). Eines liegt im Rheinhafen, wo seit 2017 ein Uhu in einer Lagerhalle brütet. Ein weiterer rufender Uhu wurde 2017 südöstlich des Eppelsees in einer Trockenbaggerung verhört.

Zone A HW: 1 Revier

Zone A MW: 1 Rufer

Zone C: 1 Revier im Rheinhafen

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Der Uhu ist ein schönes Beispiel für die positive Wirkung von Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen. Vielerorts haben Auswilderungsprojekte dafür gesorgt, dass er wieder in verwaiste Brutgebiete zurückgekehrt ist. Die Bewachung von Nistplätzen hat dazu beigetragen, dass die Jungen erfolgreich groß gezogen werden konnten. Somit sind dank der Vogel- und Naturschützer die Bestände heute wieder stabil, wenn auch noch nicht gesichert.

Grundwasserabhängigkeit

Zwar jagt der Uhu gerne an Gewässern, da dort oft ein großes Beutespektrum vorhanden ist. Als Opportunist nutzt er aber auch jegliche andere Nahrungsquellen wie Ratten in Industrie- und urbanen Räumen. Eine Grundwasserabhängigkeit ist daher nur in sehr geringem, indirektem Maß vorhanden.

Gefährdungsursachen

- Unzureichend gesicherte Strommasten
- Störungen im Horstbereich

Schutzmaßnahmen

Die Bemühungen um den Schutz des Uhus dürfen nicht nachlassen. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Nicht vorhanden.

[A224] Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Zumindest der Sage nach sollen die Ziegenmelker nächtens den Weidetieren – und hier wohl vor allem den Ziegen – die Milch aus dem Euter gesaugt haben. Wissenschaftlich gesehen ist das [...Unsinn]. Erklären lässt sich diese Mär aber vielleicht damit, dass die Ziegenmelker früher abends in der aufziehenden Dämmerung des Öfteren in der Nähe der Weidetiere beobachtet wurden – was eigentlich gar nicht so sehr verwundert, schließlich ist hier die Jagd auf Insekten recht erfolgversprechend. Tatsächlich gehen die zur Familie der Nachtschwalben gehörenden Ziegenmelker fast ausschließlich in der Dämmerung und nachts auf Beutefang, wobei sie vor allem Nachtschmetterlingen und Käfern nachstellen. [1]



Abbildung A-38: Ziegenmelker [1]

Lebensraum & Lebensweise

„Der Ziegenmelker bevorzugt trockene, lichte Wälder, insbesondere Kahlfelder, Lichtungen und Aufforstungen sowie Heide- und Mooregebiete. Die Hauptvorkommen liegen in Heidekiefernwäldern, Kiefernauaufforstungen und Trockenbuschwäldern auf sandigen Böden. Stellenweise kommt es an den Rändern der Lichtungen zur Ausbildung einer starken Strauchschicht, so dass sich eine Mantelgesellschaft aus Laubholzarten entwickelt. Erst 5 bis 20 Meter im Waldesinnern wird diese Strauchschicht aufgelockert und hier finden sich kahle Flächen mit einer Größe bis 50 Quadratmeter. Sie sind mit einer Streuauflage aus Kiefernadeln, Zapfen und Blättern bedeckt und sehr trocken. Diese Flächen bilden für den Ziegenmelker ideale Voraussetzungen als Nistplatz (HÖLZINGER & MAHLER 2001).

Als Weitstreckenzieher überwintert der Ziegenmelker in Afrika südlich der Sahara. Er ist Spätbrüter mit Brutbeginn Anfang Juni und Ende der Brutperiode im August. Die Brutgebiete können jedoch schon ab Ende April besetzt sein. Der Ziegenmelker erbeutet ausschließlich nachtaktive Insekten im Flug (HÖLZINGER & MAHLER 2001). Während den Erhebungen im Hardtwald konnte ein Ziegenmelker beobachtet werden, der auf einem Schotterweg sitzend immer wieder kleine „Luftsprünge“ vollführte. Vermutlich wurden auf diese Weise Insekten über dem wärmeren Schotterbereich erbeutet. Das Nahrungsspektrum umfasst vor allem Schmetterlinge, Käfer, Köcherfliegen sowie Netz- und Zweiflügler.“ [2]

Verbreitung und Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

„Früher war der Ziegenmelker auch in Baden-Württemberg ein verbreiteter und häufiger Brutvogel. Doch bereits seit Beginn des 20. Jahrhunderts haben die Bestände deutlich und seit Mitte der 1960er Jahre noch massiver abgenommen. Da der negative Trend anhält, gilt der Ziegenmelker als vom Aussterben bedrohte Art. Die 20 bis 25 Brutpaare, die sich noch regelmäßig im Land einfinden, brüten nur noch im Schwetzingen- und Hockenheimer Hardt und nördlich von Karlsruhe sowie im Wurzacher Ried.“ [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Zone B: Im Hardtwald nördlich von Karlsruhe besiedelt der Ziegenmelker größere, offene Bereiche (Schonungen, Kahlschlagflächen) in Verbindung mit lichten (Kiefern-)Altbeständen auf sandigen Böden. Vier Reviere konnten im Bereich zwischen Forschungszentrum und Friedrichstal festgestellt werden. Nördlich des Vogelschutzgebiets befinden sich zwei weitere Brutreviere. Laut Standarddatenbogen ist der Hardtwald nördlich von Karlsruhe das „geeignetste Gebiet“ dieser Art in Baden-Württemberg. Nach HÖLZINGER & MAHLER (2001) kamen noch in den 1970er Jahren zehn Brutpaare des Ziegenmelkers im Hardtwald nördlich von Karlsruhe vor. Die damaligen Bestände profitierten von größeren Kahlschlägen und Forstkultur-Begründungen durch Vollumbruch. Im Zuge der „naturnahen Waldwirtschaft“ wurde die Kahlschlagnutzung aufgegeben und einige Vorkommen erloschen. Zusätzlich verschlechterten sich die Lebensbedingungen durch die allgemeine Eutrophierung und das Ausbreiten von Neophyten wie Land-Reitgras und Späte Traubenkirsche. Als günstig erwiesen sich aufgrund zu hoher Engerlingsdichten des Waldmaikäfers fehlgeschlagene Eichenbegründungen, die über einen längeren Zeitraum einen offenen Charakter behielten. Hier konnten sich Ziegenmelker teilweise seit mehr als zehn Jahren auf den gleichen Flächen halten. Der Erhaltungszustand der Population im Hardtwald wird als gut (B) bezeichnet. [2]

Aus den Vogelschutzgebieten der Rheinaue sind weder Nachweise des Ziegenmelkers bekannt, noch zu erwarten.

Grundwasserabhängigkeit

Es liegt keine Grundwasserabhängigkeit vor.

Gefährdungsursachen

- Aufgabe von Kahlschlägen
- Befestigung von Sandwegen
- Eutrophierung
- Ausbreitung von Neophyten

Schutzmaßnahmen

Als Langstreckenzieher ist der Ziegenmelker vielfältigen Gefahren auf dem Zug und in den Überwinterungsgebieten ausgesetzt. Die zweifellos größte Gefährdung geht aber von den einschneidenden Verlusten seiner hiesigen Lebensräume und dem sinkenden Nahrungsangebot aus. Für die noch verbliebenen Brutgebiete in Baden-Württemberg bedeutet dies, die ehemaligen sowie weitere geeignete Lebensräume wirkungsvoll zu pflegen, etwa durch großzügiges Auslichten dichter Wälder vor allem in den Hartwäldern und Offenhaltung von Sandwegen. Auch sollte der Einsatz von Spritz- und Düngemitteln in der direkten und weiteren Umgebung der Brutplätze möglichst auf ein Minimum reduziert werden. Wichtig ist auch der vollständige und effektive Schutz der noch verbliebenen potenziell besiedelbaren Dünen- und Flugsandgebiete sowie der Steppenheidewälder. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte bezüglich der Grundwasserentnahme sowie einer potentiellen Steigerung der Entnahme bestehen für den an trockene Lebensräume angepassten Vogel nicht.

Im Hinblick des Grünflächenmanagements könnte die Art von der Entwicklung der Lichtung entlang der Brunnenlinie Süd des Wasserwerks Hardtwald zu einem LRT 6510 profitieren (vgl. LRT 6510-Beschreibung im Anhang B).

Das Wasserwerksgelände Hardtwald verfügt über eine parkähnliche Grünfläche, die ein hohes Potential zur Entwicklung einer mageren Flachland-Mähweise hat. Im derzeitigen Betrieb wird die Fläche bei Trockenheit intensiv bewässert und entsprechend mehrmals im Jahr gemäht, was eine gute Grasnarbe auf der Fläche fördern und die Staubbildung verhindern soll. Letztere könnte sich negativ auf die Belüftung des auf dem Werksgelände befindlichen Brunnens sowie auf die Belüftung der Enteisungs- und Entmanganungsanlage auswirken. Es kann angedacht werden testweise einen Teil der Fläche aus der Beregnung und häufigen Mahd herauszunehmen, um entscheiden zu können, ob eine extensivere Flächenpflege denkbar ist. Diese würde nicht nur die Entwicklung in Richtung einer mageren Flachland-Mähwiese fördern, sondern auch für wertgebende Arten wie Neuntöter, Heidelerche, Wendehals oder vielleicht sogar dem Ziegenmelker Lebensraum schaffen. [Maßnahme G7]

[A233] Wendehals (*Jynx torquata*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Seinen Namen trägt er wegen seiner verblüffenden Fähigkeit, den Hals [...] um 180 Grad drehen zu können. Die Zugehörigkeit des Wendehalses zu den Spechten verwundert zunächst ein wenig, fehlen ihm doch eine ganze Reihe spechttypischer Attribute. So hat er keinen Stüttschwanz und keinen kräftigen Meißelschnabel. Sein Gefieder ist – im Gegensatz zu der oft recht auffälligen Tracht seiner nächsten Verwandten – zur Tarnung rindenartig braun gemustert. Zudem ist er ziemlich klein und schlank – mit 16 bis 18 cm ist er nur wenig größer als ein Spatz. [1]

Lebensraum & Lebensweise

„Der Wendehals bewohnt offene, lichte Wälder mit lückiger Strauchschicht. Besiedelt werden vor allem Auwälder, Kiefernwälder und Laubwälder auf trockenen Standorten, Streuobstwiesen, Heiden, Feldgehölze, Alleen, Parkanlagen, Friedhöfe und Gärten mit Bevorzugung der Siedlungsrandbereiche. Wälder werden schwerpunktmäßig in Waldrandnähe oder im Bereich von größeren Lichtungen besiedelt. Die Hauptvorkommen liegen in Baden-Württemberg in Gebieten des hochstämmigen Streuobstbaus (HÖLZINGER & MAHLER 2001). Der Wendehals baut selbst keine Höhlen. Er bezieht Spechthöhlen, ausgefallte Baumhöhlungen oder andere Hohlräume wie auch Nistkästen. Der Wendehals ist ein Spätbrüter mit regelmäßigem Brutbeginn ab Mai und Ende der Brutperiode im August (HÖLZINGER & MAHLER 2001). Als spezialisierter Erdameisenjäger besteht die Hauptnahrung aus Larven, Puppen und Imagines von Ameisen. Bei nasskalter Witterung und bei der Jungenaufzucht spielen auch Blattläuse eine Rolle.“ [2]



Abbildung A-39: Wendehals [1]

Verbreitung und Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Bereits im 19. Jahrhundert haben die Bestandseinbußen beim Wendehals begonnen und sich ab den 1950er Jahren deutlich fortgesetzt. Heute brüten in Baden-Württemberg nur mehr 4000 bis 6000 Paare, bei weiterhin stark abnehmender Tendenz. Dabei kommt er vor allem in den Gebieten mit Streuobstanbau vor, so etwa im Oberrheingraben, im Albvorland, in der Neckarregion und im Bodenseeraum. Er fehlt in den großen geschlossenen Waldgebieten. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im SPA-Gebiet 6916-441 kommt der Wendehals in den offenen, lichten Waldbereichen zwischen Friedrichstal und Forschungszentrum mit fünf Brutpaaren vor. Der Erhaltungszustand der Population wird mit gut (B) beschrieben. [2]

Im SPA-Gebiet 6916-441 liegen 12 Brutnachweise vor. Lebensstätten befinden sich in der Burgau, Fritschlach, innerem Kastenwört, sowie in der rezenten Rheinaue westlich von Rheinstetten, Elchesheim-Illingen und Steinmauern.

Vom SPA-Gebiet 6816-401 liegen noch keine Daten vor, es wird von einer ähnlichen Besiedlung ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

18 Reviere sind im Modellgebiet bekannt (MaPs, Umwelterhebungen für den WRA WWMW, eigene Daten). Weitere Reviere sind außerhalb der kartierten Fläche zu erwarten.

Zone A MW: 2 Reviere

Zone B: 6 Reviere

Zone C: 10 Reviere, wobei vom SPA-Gebiet 6816-401 noch keine Daten vorliegen. Es wird von einer ähnlichen Besiedlung ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

Grundwasserabhängigkeit

Eine Grundwasserabhängigkeit ist nicht vorhanden.

Gefährdungsursachen

- Aufgabe von Streuobstwiesen
- Eutrophierung der Landschaft
- Ausbreitung von Neophyten (Land-Reitgras, Goldrute, Spätblühende Traubenkirsche) [2]

Schutzmaßnahmen

Der Verlust an Lebensräumen und hier vor allem an Streuobstwiesen macht dem Wendehals schwer zu schaffen. Hinzu kommen die schwindenden Nahrungsressourcen: seine Leibspeise sind die kleineren Ameisenarten. Und die haben in einer stark gedüngten und ausgeräumten Agrarlandschaft zunehmend schlechtere Lebensbedingungen. Die wichtigsten Schutzmaßnahmen liegen auf der Hand: Streuobstbestände erhalten und vor allem traditionell bewirtschaften. Für das Grünland bedeutet das eher wenige und späte Mahdtermine, die Erhaltung von Höhlenbäumen, Säumen und Brachen. [1]

Im Waldbereich setzen Schutzmaßnahmen v.a. über eine Verbesserung des Höhlenangebots und über ein Zurückdrängen von Neophyten an.

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Auch im Hinblick auf eine lokale und oder temporäre Steigerung der Grundwasserentnahme ist kein Konfliktpotential vorhanden.

Der Erhalt der parkartigen Struktur mit seinen alten und teilweise morschen Bäumen der Wasserwerksge-lände stellt für den Wendehals den größten Biotopschutz dar, auch wenn für das SPA-Gebiet 6916-441 im Erfassungsjahr 2006 nur ab dem KIT Campus Nord Richtung Norden Brutpaare nachgewiesen wurden. Mit dem Aufhängen geeigneter Ersatzhöhlen (Nistkästen) sind Bruten des Wendehalses auf diesen interessanten und störungsarmen Flächen vorstellbar. [Maßnahme G6]

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW wirkt sich positiv auf das Nahrungsangebot und Bruthabitate der Art aus, wenn Ackerland zu Streuobstwiesen umgewandelt wird und auf den Einsatz von Pestiziden verzichtet wird. Synergetisch würde es zu einer qualitativen Sicherung der Grundwasserressource vor Düngemittel- und Pestizideinträgen kommen.

[A234] Grauspecht (*Picus canus*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] MLR (2014) / [2] ILN (2009b)

Die rote Stirn ist das Kennzeichen des Grauspechts, allerdings nur das des Männchens. Das Weibchen dagegen ist nirgendwo rot, sondern – wie das Männchen auch – auf der Rückseite olivgrün und ansonsten ziemlich grau. Der Grauspecht ist mit etwa 28 cm deutlich größer als der Buntspecht, andererseits aber etwas kleiner als der Grünspecht. Diesem sieht er bis auf den kleineren roten Kopffleck ansonsten ziemlich ähnlich. Sein laut pfeifender und in der Tonhöhe abfallender Ruf ist – wenn auch eher selten zu hören – unverwechselbar und erfolgt von einem exponierten Rufplatz aus. [1]

Lebensraum & Lebensweise

Lichte Laub- und Mischwälder sind der bevorzugte Brutraum des Grauspechts. Auch Auen- und Bruchwälder mag er sowie Streuobstwiesen, weil dort oft alte Bäume stehen, die sich gut zum Höhlenbau eignen. Gelegentlich trifft man den Grauspecht daher sogar in Parks und Friedhöfen mit altem Baumbestand. Die häufig in das kranke Holz der alten Bäume gezimmerte Bruthöhle ist mit Holzspänen gepolstert. Die Jungen sind vor allem auf nahrhafte Ameisen und Ameiseneier als Futter angewiesen. Auch Altvögel fressen mit Vorliebe Ameisen, sind aber nicht so sehr auf diese Nahrungsquelle fixiert wie Grünspechte: Wenn sie einmal keine finden, tun es auch andere Insekten sowie Samen, Beeren und Obst. [1]



Abbildung A-40: Grauspecht [1]

Verbreitung in Baden-Württemberg

Verbreitet aber keineswegs überall und zudem ziemlich selten – so lässt sich das Grauspecht-Vorkommen in Baden-Württemberg charakterisieren. Insbesondere die höheren Lagen und die reinen Nadelwaldbestände – etwa im Schwarzwald – sagen ihm überhaupt nicht zu. Am ehesten findet man die 4000-6000 Paare noch in den großen Flussniederungen, also im mittleren Neckarraum, in der Oberrheinebene sowie an der Donau, aber auch in Oberschwaben. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

12 Reviere sind verstreut über das Modellgebiet bekannt (MaPs, Wasserrechtsverfahrensdaten, eigene Beobachtungen). Zahlreiche weitere Reviere werden innerhalb des Modellgebiets vermutet.

Zone A MW: 1 Nachweis im Rahmen der Erfassungen auf dem Gelände des Neubaus WWMW. Möglicherweise mit Bindung an die alten, im Wald befindlichen Absetzbecken.

Zone A RW: Da kein Vogelschutzgebiet, liegen keine Daten für diesen Bereich vor. Von einem nicht bekannten Vorkommen kann ausgegangen werden.

Zone B: 2 Nachweise im WSG Hardtwald jeweils knapp außerhalb Zone A (östlich und südlich) Beide ohne grundwasserabhängige Wälder / Gewässer.

Zone C: Übrige Vorkommen in der rheinnahen Rheinaue.

Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Dem Grauspecht geht es wie vielen anderen bedrohten Vogelarten auch: Sein Lebensraum ist in den vergangenen Jahren immer enger geworden. So verwundert es nicht, dass der Grauspechtbestand seit den 1970er Jahren kontinuierlich zurückgeht.

Grundwasserabhängigkeit

Der Grauspecht zeigt zwar eine gewisse Affinität zu feuchten Laubwäldern, ist aber nicht zwingend an solche gebunden. Im Bewirtschaftungsgebiet wurde der Specht auf trockenen Standorten nachgewiesen.

Gefährdungsursachen

- Aufgabe und Rodung von Streuobstwiesen
- Reduktion von stehendem Totholz

Schutzmaßnahmen

Vielerorts bemüht man sich, alte Streuobstwiesen zu erhalten, beispielsweise mit Hilfe regionaler Vermarktungskonzepte für Apfelsaft. Ansonsten gilt es, die noch vorhandenen alten Wälder mit ihren vielfältigen Strukturen und ihrem üppigen Totholzanteil zu erhalten. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte sind derzeit nicht vorhanden.

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW kann sich positiv auf die Art auswirken, wenn Ackerland zu Streuobstwiesen umgewandelt wird und auf den Einsatz von Pestiziden verzichtet wird. Synergetisch würde es zu einer qualitativen Sicherung der Grundwasserressource vor Düngemittel- und Pestizideinträgen kommen.

[A236] Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	2	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Verwechseln kann man den Schwarzspecht eigentlich mit nichts und niemandem: Er ist etwa so groß und genauso schwarz wie ein Krähe, allerdings hat er einen wunderschönen roten Scheitel. Das Spechtweibchen ist nicht ganz so rotbefleckt, sie muss sich mit einem deutlich kleineren roten Bereich am Hinterkopf begnügen. Zudem ist er ziemlich laut – zumindest wenn es an die Fortpflanzung geht: Zehn bis zwanzig Mal wiederholt er dann sein *kwoi-kwihkwihkwihk...* [1]

Lebensraum & Lebensweise

„Der Schwarzspecht ist ein Bewohner größerer Mischwaldkomplexe, der im Gegensatz zu anderen Spechtarten keine enge Bindung an bestimmte Waldtypen aufweist (MÜLLER-KRÖHLING 2005). Wichtiger Bestandteil des Lebensraums ist nach HÖLZINGER & MAHLER (2001) ein genügend großer Altholzbestand zur Anlage mehrerer Höhlen. In Baden-Württemberg und benachbarten Bundesländern bildet die Rotbuche den bevorzugten Höhlenbaum. Daneben werden aber auch Tanne und Kiefer zur Höhlenanlage genutzt. Als Höhlenbäume fungieren fast nur über 100jährige Bäume mit einem Stammdurchmesser von mindestens 35 Zentimeter im Höhlenbereich und freier Anflugmöglichkeit. Vor allem im Winter und zur Zeit der Jungenaufzucht stellen Larven, Puppen und Imagines von Rossameisen die Hauptnahrung dar (MÜLLER-KRÖHLING 2005). Daneben werden holzbewohnende und sonstige Käfer sowie andere Wirbellose verzehrt (HÖLZINGER & MAHLER 2001). Ein hoher Alt- und Totholzanteil trägt in diesem Zusammenhang entscheidend zur Habitateignung eines Waldbestands für den Schwarzspecht bei.“ [2]



Abbildung A-41: Schwarzspecht

Verbreitung und Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg ist der Schwarzspecht mit etwa 4000-5500 Brutpaaren vertreten und besiedelt nahezu die gesamte Landesfläche. Er kommt in allen größeren Wäldern vor. Selbst Ballungsräume meidet er nicht – soweit er in diesen ausreichend Lebensraum vorfindet. Vorzugsweise besiedelt er Buchen-Tannen-Altholzbestände. Auch in Hochlagen ist er anzutreffen, dort dann naturgemäß in Nadelwäldern. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

„Im Vogelschutzgebiet ‘Hardtwald nördlich von Karlsruhe’ lag der Gesamtbestand des Schwarzspechts im Jahr 2006 bei mindestens neun Brutpaaren. Auffallend ist eine signifikante Zunahme der Reviergrößen von Süd nach Nord. Der Bereich südlich des Pfinz-Entlastungskanals ist auf Grund der vorherrschenden Waldstrukturen und der vorliegenden Forsteinrichtungsdaten aktuell als für den Schwarzspecht gut geeignet zu bezeichnen. Altholzreiche, teils sehr lichte Hochwälder auf Kiefern- bzw. Laubmischwaldbasis sind gerade für Großspechte ideale Lebensräume. Stehendes und liegendes Totholz dient als Nahrungsgrundlage und ist in dieser Erfassungseinheit ausreichend vorhanden. Nördlich des Pfinz-Entlastungskanals sind die Habitatbedingungen für den Schwarzspecht insgesamt weniger günstig ausgebildet.“ [2]

Im Vogelschutzgebiet „Rheinniederung zwischen Elchesheim und Karlsruhe“ liegen sieben Brutnachweise vor. Die bewaldeten Teile des Schutzgebiets sind beinahe vollständig als Lebensstätte ausgewiesen.

Vom Vogelschutzgebiet „Rheinniederung Karlsruhe bis Rheinsheim“ liegen noch keine Daten vor, es wird von einer ähnlichen Besiedlungsdichte ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

12 Reviere sind im Modellgebiet bekannt (MaPs, Umwelterhebungen für den WRA WWMW). Weitere Reviere sind außerhalb der kartierten Fläche zu erwarten.

Zone A HW: 2 Reviere

Zone A MW: 1 Revier

Zone B: 2 Reviere

Zone C: 7 Reviere, wobei vom SPA-Gebiet 6816-401 noch keine Daten vorliegen. Es wird von einer ähnlichen Besiedlung ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

Grundwasserabhängigkeit

Der Schwarzspecht ist im Wesentlichen auf das Vorhandensein von ausreichend alten Bäumen (>100 Jahre) zur Anlage seiner Höhlen und zur Nahrungssuche angewiesen, ohne dass eine besondere Spezialisierung auf eine bestimmte Baumart vorhanden ist. Der potentielle Einfluss der Grundwasserentnahme auf Einzelbäume fällt im Vergleich mit der forstwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis (Umtriebszeiten, Habitatbaumgruppen, stehendes Totholz, Bannwälder) kaum ins Gewicht. Aus diesem Grund wird von keiner Grundwasserabhängigkeit ausgegangen.

Gefährdungsursachen

- Störungen im Brutplatzumfeld
- Forstliche Nutzung durch Selbstwerber bis in den April [2]
- Forstlicher Umbau zu Monokulturen
- Einbringen gebietsfremder Baumarten wie Roteichen
- Insektizideinsatz (z.B. zur Maikäferbekämpfung)

Schutzmaßnahmen

- Förderung von stehendem und liegendem Totholz
- Verlängerung der Umtriebsphasen
- Schutz von Höhlenbäumen und Ausweisung von Habitatbaumgruppen

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte mit der Grundwasserentnahme sind marginal und betreffen am ehesten potentielle Schädigungen von Einzelbäumen in Phasen extrem niedriger Grundwasserstände oder bei einer Steigerung der Grundwasserentnahme in Trockenperioden. Hier könnte ein Entnahmemanagement mit Fokus auf die Baumschicht auch im Hinblick auf durch den Klimawandel ausgelöste extreme Trockenperioden einen Mehrwert für den Schwarzspecht generieren. [Entnahmema

[A238] Mittelspecht (*Dendrocopus medius*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Bäume mit rauer Borke sind ihm am liebsten. Und eine solche haben [...] vor allem Eichen. So ist der Mittelspecht geradezu als Leitart sowie als Charaktervogel für alte Eichenwälder anzusehen. Denn es gibt nur wenige Vogelarten, die eine so enge Bindung an eine Baumart entwickelt haben wie der Mittelspecht. Und die auf einen alten Baumbestand jenseits der Hundert-Jahresgrenze angewiesen sind – daher auch die [...] Bezeichnung „Urwaldspecht“. Allerdings akzeptiert er neben [...] mit Eichen durchsetzten Laub- und Laubmischwäldern auch Auwälder, ja gelegentlich sogar große, ruhige Parkanlagen und – vor allem im Neckarraum – auch Streuobstwiesen. Hauptsache, es gibt genügend alte Bäume mit rauer Borke.



Abbildung A-42: Mittelspecht [1]

Lebensraum & Lebensweise

„Die bevorzugten und am dichtesten besiedelten Lebensräume des Mittelspechts sind Auwälder und feuchte Eichen-Hainbuchenwälder (HÖLZINGER & MAHLER 2001). [...] Im Hardtwald konnte der Mittelspecht wiederholt an mit Efeu berankten Bäumen auf der Suche nach Nahrung beobachtet werden. Die Bruthöhle wird meist in geschädigtem oder ausgefaultem Holz angelegt. Bäume an Bestandsrändern und -lücken werden von besonders vielen Wirbellosen besiedelt. Daher sind aufgelichtete Bestände besonders vorteilhaft (FLADE 1994). Nach der Brutzeit, auch im Winter, erweitert der Mittelspecht seinen Aktionsradius und ist dann auch bei der Nahrungssuche an Einzelbäumen im Offenland zu sehen. Die Brutreviere sind in günstigen Habitaten unter 10 Hektar groß. In ungünstigen Habitaten können sie 40 Hektar erreichen. Günstige Habitate bieten Wälder mit 35 oder mehr Alteichen (Brusthöhendurchmesser über 35 Zentimeter, SPITZNAGEL 2001).

Der Beginn der Brutzeit liegt Ende April bis Anfang Mai. Die Nahrung des Mittelspechts besteht vorwiegend aus stamm- und rindenbewohnenden Insekten und anderen Arthropoden, die in der groben Borke vor allem von Alteichen leben und überwiegend stochernd und klaubend erbeutet werden. Darauf gründet sich die Bindung des Mittelspechts an diese Baumart.“ [2]

Verbreitung und Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Deutschland beherbergt das weltweit größte Vorkommen an Mittelspechten. Dabei reicht die Spannweite der geschätzten Populationsgröße von 16000 bis 21000 Brutpaaren. Davon leben immerhin 2000 bis 2500 Paare in Baden-Württemberg. Gute Mittelspecht-Gebiete sind die beiden Verbreitungsschwerpunkte am Oberrhein und im weiteren Neckarraum. Hierzu zählen auch Schönbuch, Stromberg, sowie Glems- und Schurwald. Weniger zahlreich ist der Mittelspecht im Einzugsgebiet von Tauber, Jagst und Kocher sowie im Kraichgau und im Odenwald zu finden.

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

64 Reviere sind im Modellgebiet bekannt (MaPs, Umwelterhebungen für den WRA WWMW, eigene Daten). Weitere Reviere sind im Oberwald, im Hardtwald und in den nördlichen Rheinauwäldern zu erwarten.

Zone A und angrenzende Zone B HW: 25 Brutpaare und 6 Brutverdachte:

Im Vogelschutzgebiet „Hardtwald nördlich Karlsruhe“ wurde der Mittelspecht überwiegend in Altbeständen im südlichen Teil des Hardtwalds nördlich von Karlsruhe nachgewiesen. Vorkommen liegen beispielsweise in den Schonwäldern „Wildpark“, „Sulzwegschlag“ und „Teichelholz“ sowie im Umfeld der Majolika-Manufaktur, im Bereich der Gustav-Jakob-Hütte oder beim Waldkindergarten „Waldfuchse“. Neben abgestorbenen Ästen alter Trauben- und Stieleichen werden scheinbar bevorzugt die entlang der Alleen häufig vorkommenden Rot-Eichen als Bruthöhlenbäume genutzt. Insgesamt konnten 25 Brutnachweise und in sechs Fällen ein Brutverdacht ermittelt werden. [...] Die Lebensstätten des Mittelspechts im Vogelschutzgebiet besitzen einen guten Erhaltungszustand (Kategorie B).“ [2]

Zone A MW: 4 Reviere, eines im NSG Allmendäcker, 3 auf dem Neubaugelände des WWMW

Zone A DW+RW: Nicht erfasst, da kein VSG. Von Vorkommen muss ausgegangen werden.

Zone B: 1 Revier im WSG Hardtwald (Waldklassenzimmer)

Zone C: Im Vogelschutzgebiet „Rheinaue Elchesheim bis Karlsruhe“ liegen 33 Brutnachweise vor, was einer sehr hohen Besiedlungsdichte entspricht.

Vom Vogelschutzgebiet „Rheinniederung Karlsruhe bis Rheinsheim“ liegen noch keine Daten vor, es wird von einer ähnlich dichten Besiedlung ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

Grundwasserabhängigkeit

Eine direkte Grundwasserabhängigkeit besteht nicht. Indirekt ist der Mittelspecht jedoch stark auf die Vitalität der Alteichenbestände angewiesen. In Teilbereichen der Hardtwaldplatten (s. Karten im Anhang) könnte ein Grundwasseranschluss der zwei bis drei Meter tief wurzelnden Alteichen vorhanden sein, so dass eine Sensitivität dieser Bestände gegenüber Grundwasserabsenkungen vorhanden sein könnte.

Für die Auwaldbereiche des Wasserwerks Rheinwald konnte eine Verminderung der Zuwachsrate von Alteichen im Zuge einer verstärkten Grundwasserentnahme von SCHLEGEL (2012) statistisch nachgewiesen werden – ohne dass jedoch ein signifikanter Zuwachseinbruch an einer der Alteichen feststellbar gewesen wäre. Dies könnte an der starken Überprägung der Absenkung durch die große intra- und interannuelle Schwankungsamplitude des Grundwassers in den rheinnahen Gebieten liegen.

Gefährdungsursachen

- Zu kurze Umtriebsphasen von Eichenwäldern
- Große „Eichenlücke“ von 20 bis 80 Jahren in der Alterstruktur der Eichen
- Gefährdung von Alteichen mit kapillarem Grundwasseranschluss durch Grundwasserabsenkungen

Schutzmaßnahmen

Die Bestände des für Eichenwälder typischen Mittelspechts entwickeln sich leider seit Jahrzehnten negativ. Diese traurige Entwicklung basiert fast ausschließlich auf dem Verlust an Lebensräumen: Alte Eichenwälder wurden abgeholzt, ohne dass für ausreichenden Ersatz gesorgt worden wäre. Im Gegenteil: Eichenwälder wurden bevorzugt durch schnell wachsende Nadelhölzer oder Buchenmischwälder ersetzt. Baldige Besserung ist nicht in Sicht, da beinahe überall im Land große Eichenbestände im Alter zwischen 20 und 80 Jahren fehlen. Zudem hat kaum noch eine Eiche die Chance, so richtig alt zu werden. Somit kann man die für die derzeitigen Verhältnisse noch relativ große Mittelspecht-Population nur durch den Schutz ihrer Lebensräume erhalten. Konkret bedeutet dies, alte Stieleichen nicht umzusägen sondern stehen zu lassen.

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte können für Alteichen auf Standorten mit Grundwasseranschluss auftreten. Gerade bei niedrigen hydrologischen Randbedingungen und starker Grundwasserentnahme, kann es hier lokal zu einem Abreißen des Kapillaranschlusses kommen, wodurch die Wasserversorgung aus dem Grundwasser zum Erliegen kommt und Eichen ihren Wasserbedarf nur noch aus den Niederschlägen und dem Bodenwasserspeicher decken können. Bei einer Steigerung der Grundwasserentnahme reagieren diese Standorte bodenhydrologisch sensitiv.

Gerade da der Ansatz verfolgt wird, in der Aue stärkere Vernässungen im Frühjahr herbeizuführen, bei starker Sommertrockenheit aber keine Förderreduzierung vorzuhalten, um die Schwankungsamplitude der Grundwasserstände maximal zu halten, kann es lokal zu Konflikten mit der Wasserversorgung von Alteichen kommen [Entnahmemanagement-Variante E1]. Auf der anderen Seite führen hervorgerufene Vernässungen erst zur „Eichenfähigkeit“ dieser Standorte gegenüber konkurrenzstärkeren Buchen, wodurch ein Beitrag zur Eichenverjüngung geleistet wird.

Weitere Potentiale im Entnahmemanagement bestehen für Entnahmemanagement-Variante E2: In klimatisch trockenen Phasen (Klimawandel!) mit gleichzeitig niedrigen Grundwasserständen soll von Seiten der Grundwasserentnahme eine Entlastung von Standorten der Kinzig-Murg-Rinne herbeiführt werden. Durch die mittelfristige Stilllegung des WWDW werden sich verbesserte Lebensbedingungen in dem vernässten Vautenbruch einstellen.

[A246] Heidelerche (*Lullula arborea*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN(2009)

Ein bisschen erinnert der lateinische Name Lullula an den ausgesprochen melodischen Gesang der Heidelerche: Ein vielfaches, melancholisch weiches, zum Schluss hin abfallendes llüllüllüllü... Aber das ist nur eines von vielen Gesangselementen dieses bräunlich gesprenkelten Vögeleins. Weiterhin typisch sind der breite cremefarbige Streifen über den Augen, der am Nacken V-förmig zusammenläuft, die weiße Schwanzspitze und ein schwarz-weißes Abzeichen vor dem Flügelbug. [1]



Abbildung A-43: Heidelerche
Foto: Jürgen Borris

Lebensraum & Lebensweise

Drei Dinge braucht die Heidelerche, um sich in ihrem Lebensraum wohl zu fühlen: Vegetationsfreie Stellen, die am besten sandig sein sollten; einen möglichst lockeren Pflanzenbewuchs, der nicht höher als ein halber Meter sein sollte; und zu guter Letzt einen Waldrand oder ähnliche Strukturen. Bei Ackerbruten sind dies beispielsweise Wegränder oder Randstreifen. Das alles findet sie in Heiden im weitesten Sinne – daher auch ihr Name. Wichtig sind vegetationsfreie Flächen, wie sie auf Truppenübungsplätzen mit ihren immer wieder neu entstehenden offenen Biotopen zu finden sind. Diese benötigt die Heidelerche, um gut versteckt eine Nestmulde im Boden freizuscharren und sorgfältig mit Gras und Tierhaaren auszupolstern. Im Sommer werden vor allem Insekten sowie Spinnen und Schnecken erbeutet, sonst ist eher vegetarische Kost, wie Grasspitzen, Pflanzenknospen oder Samen angesagt. [1]

Verbreitung & Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Der Rückgang der Heidelerche im Land ist bedrückend: Brüten um 1950 noch um die 1000 Paare fast flächendeckend in Baden-Württemberg, so sind es heute nur noch rund 100-150 Paare. Die brüten in kleinen Restpopulationen auf der Schwäbischen Alb – dort insbesondere auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Münsingen – und im Oberrheingrabengebiet. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

3 Reviere sind aus dem Modellgebiet bekannt (MaPs, Heidelerchenerfassung des Umweltamtes Karlsruhe).
 Zone A HW: Ein Paar am Waldrand zwischen Kirchfeld und Eggenstein. Bei einer Kartierung des Karlsruher Stadtgebiets von 2013 wurde nur ein Vorkommen nachgewiesen, das innerhalb des US-Kasernengeländes in Kirchfeld lag (HARMS mdl.)
 Zone C: Ein Vorkommen auf einer Freifläche nördlich des KIT Campus Nord [2].

Grundwasserabhängigkeit

Da die Heidelerche auf extrem trockene, teilweise vegetationsfreie Standorte angewiesen ist, ergibt sich keinerlei Abhängigkeit vom Grundwasser.

Gefährdungsursachen

- Wegfall von forstlichen Kahlschlägen
- Störungen am Nest durch Zunahme an Hundespaziergängern
- Druck durch Prädatoren (Krähen, Elstern, Füchse)
- Flächenhafter Stickstoffeintrag

Schutzmaßnahmen

Im Wesentlichen haben drei Ursachen dafür gesorgt, dass der Heidelerchenbestand in den letzten 50 Jahren um rund 90 % zurückgegangen ist:

- der Verlust geeigneter Lebensräume, insbesondere Wacholderheiden
- der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, wodurch es weniger Insekten als wichtige Nahrungsgrundlage gibt, sowie
- die vielfältigen Störungen durch den Menschen.

Dabei ist für Heidelerchen schon die Nähe einer stark befahrenen Straße ein Grund, einen ansonsten gut geeigneten Lebensraum zu meiden. In Heidegebieten sorgen auch Touristen für erhebliche Störungen. Was man dagegen tun kann, liegt auf der Hand: eine wirksame Lenkung des Besucherstroms und Einschränkung der Freizeitaktivitäten in den betreffenden Gebieten. In besiedelten Gebieten sollte der Fortbestand der Populationen durch geeignete Pflegemaßnahmen wie Schafbeweidung gewährleistet werden. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Da die Art keine Grundwasserabhängigkeit besitzt, sind keine Konflikte durch die Trinkwassergewinnung vorhanden.

Ein Potential, könnte im Rahmen des Grünflächenmanagements von Seiten der Stadtwerke bestehen. Zwar müssen die Brunnengevierte nach guter fachlicher Praxis regelmäßig gemäht werden, gleiches ist aber für das umzäunte und damit störungsarme Werksgelände nicht der Fall. Dort könnte eine Extensivierung der Grünflächenpflege [Maßnahme G7] die Eignung als Lebensstätte der Art deutlich verbessern. Von der Terminierung der Mahdzeitpunkte auf außerhalb der Brutphase (Anfang März bis Mitte Juni) könnte die Heidelerche profitieren. [Maßnahme G4]

Diese Veränderung im Grünflächenmanagement geht mit den bereits formulierten Entwicklungszielen in Richtung LRT 6510 konform, da die blütenreichen Wiesen in dieser Zeit zur Samenreife gelangen.

[A338] Neuntöter (*Lanius collurio*)

Grundwasserabhängigkeit der Art	0	1	2	3	4
Potential zur Förderung der Populationen im Entnahme- oder WSG-Management	0	1	2	3	

Quellen: [1] Vollzitat MLR (2006) / [2] ILN (2009)

Das farbenprächtige Neuntöter Männchen, das mit seinen 17 cm etwas größer als ein Spatz ist, sitzt häufig erhöht auf einer Answarte, bevorzugt auf einem Dornbusch und kontrolliert die Umgebung. Das Weibchen dagegen ist weniger auffällig.



Abbildung A-44: Neuntöter [1]

Lebensraum & Lebensweise

„Der Biotopanspruch des Neuntöters wird am besten auf intensiv sonnenbestrahlten Flächen mit aufgelockertem, abwechslungsreichem Buschbestand und größeren kurzrasigen und vegetationsfreien Flächen erfüllt (JAKOBINGER & STAUBER 1987). Die Neststandorte sind Gebüsche, Hecken und kleinere Bäume; die Nahrung – hauptsächlich Käfer – wird überwiegend am Boden im Offenland gejagt. Beweidete Flächen sind als Nahrungsgebiete für den Neuntöter wegen der zumindest streckenweise niedrigen Vegetation und des Insektenreichtums besonders geeignet. Die besondere Bedeutung kurzrasiger bis kahler Flächen für den Neuntöter zeigt sich in regenreichen Frühjahren, wenn er – ohne sein Gefieder zu durchnässen – nur dort Nahrung für seine Jungen finden kann (JAKOBINGER & STAUBER 1987). Die Reviergrößen messen meist 1 bis 5 Hektar, in nahrungsarmen Gebieten bis 8 Hektar (FLADE 1994).

Der Neuntöter ist ein Langstreckenzieher (Transsaharazieher). In Baden-Württemberg ist der Neuntöter von Ende April/Mai bis August/September anzutreffen (HÖLZINGER & MAHLER 2001). Die Hauptnahrung bilden vor allem größere Insekten (Käfer, Heuschrecken) und Mäuse. Im Hardtwald dürften auch die großen Vorkommen der Zauneidechse eine wichtige Rolle spielen. Die Jagd wird von Warten ausgeführt und die Beute am Boden oder in der Luft erfasst.“ [2]

Verbreitung und Bestandsentwicklung in Baden-Württemberg

Noch brütet der Neuntöter in fast allen baden-württembergischen Landesteilen. Nur in den großen zusammenhängenden Waldgebieten kommt er naturgemäß kaum vor. Allerdings wurde er vor allem in den tiefer gelegenen Regionen vielfach durch eine intensive Landnutzung auf wenige „Inseln“ zurückgedrängt. [1]

Verbreitung im Bewirtschaftungsgebiet

Im SPA-Gebiet 6916-441 besiedelt die Art zum einen die größeren Lichtungen, lichten Altkiefernbestände und blütenreichen Wegränder zwischen Forschungszentrum und Friedrichstal. In diesem Bereich konnten acht Brutpaare nachgewiesen werden. Zum anderen werden auch kleinere Schonungen vor allem im südlichen Teil des Vogelschutzgebiets von dieser Vogelart bewohnt. Hier konnten sieben Paare ermittelt werden. Der Erhaltungszustand der Population ist gut (B). [2]

Im SPA-Gebiet 7015-441 liegen zahlreiche Brutnachweise vor. Als Lebensstätte sind die Burgau, die Fritschlach sowie der innere Kastenwört ausgewiesen.

36 Reviere sind im Modellgebiet bekannt (MaPs, Umwelterhebungen für den WRA WWMW). Weitere Reviere sind außerhalb der kartierten Fläche zu erwarten.

Zone A HW: 5 Reviere

Zone A MW: 2 Reviere

Zone B: 8 Reviere

Zone C: 21 Reviere, wobei vom SPA-Gebiet 6816-401 noch keine Daten vorliegen. Es wird von einer ähnlichen Besiedlung ausgegangen wie im südlich angrenzenden Vogelschutzgebiet.

Grundwasserabhängigkeit

Der Neuntöter ist stellenweise auch in feuchten, gebüschreichen Auwaldlandschaften mit hoher Produktivität verbreitet, ist aber v.a. auf extrem trockene Standorte mit lückiger Vegetationsbedeckung, sandigen Böden und dornenbewährtem Bewuchs spezialisiert. Ein Grundwassereinfluss ist auf diesen Standorten nicht vorhanden.

Gefährdungsursachen

- Einsatz von Schädlingsbekämpfungsmitteln
- Intensivierung von Grün- und Ackerland
- Befestigung von Wegen

Schutzmaßnahmen

Reich strukturierte Landschaften mit einem guten Nahrungsangebot und am besten noch dornige Hecken, das ist es, was der Neuntöter braucht. Doch solche Lebensräume sind in den letzten Jahrzehnten immer seltener geworden. Wobei zusätzlich das Nahrungsangebot durch den Einsatz von Schädlingsbekämpfungsmitteln kräftig reduziert wird. So wundert es nicht, dass der Neuntöter insbesondere in den 1970er und 1980er Jahren deutlich abgenommen hat – in ausgedehnten Ackerlandschaften ist er heutzutage kaum noch anzutreffen. Helfen kann man diesem spezialisierten Jäger vor allem durch den Erhalt von extensiv genutztem Grünland, Streuobstgebieten, Brachen und Trockenstandorten. [1]

Konflikte und Potentiale im WSG-Management

Konflikte durch die Grundwasserbewirtschaftung ergeben sich – auch vor dem Hintergrund einer Steigerung der Grundwasserentnahme – nicht.

Mögliche Potentiale ergeben sich über das Grünflächenmanagement der Werke und Brunnengevierte. Der Neuntöter profitiert hier von kurz gehaltener Vegetation und einer Ausmagerung der Grünflächen (Abtransport des Mähguts) [Maßnahme G1]. Die Wasserwerksgelände weisen durch die geringe Frequentierung, die Ansitzwarten auf den Zäunen und die kurz gehaltene Vegetation ein hohes Besiedlungspotential auf. Wird hier bei Extensivierung der Grünflächenpflege [Maßnahme G7] das Aufkommen kleiner Gebüschgruppen mit Weißdorn, Brombeere oder Schlehe in Südexposition zugelassen, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit mit einer Brut des Neuntöters zu rechnen. [Maßnahme G5]

Die Maßnahme G8 „Flächenankauf und -extensivierung“ im landwirtschaftlich genutzten Zustrombereich des WWRW kann sich positiv auf die Art auswirken, wenn Ackerland zu Streuobstwiesen umgewandelt wird und auf den Einsatz von Pestiziden verzichtet wird. Synergetisch würde es zu einer qualitativen Sicherung der Grundwasserressource vor Düngemittel- und Pestizideinträgen kommen.

Legende

Bewertete Biotoptypen

nach §30 BNatSchG, §33 NatSchG u. §30a LWaldG geschützt

Bewertete Arten

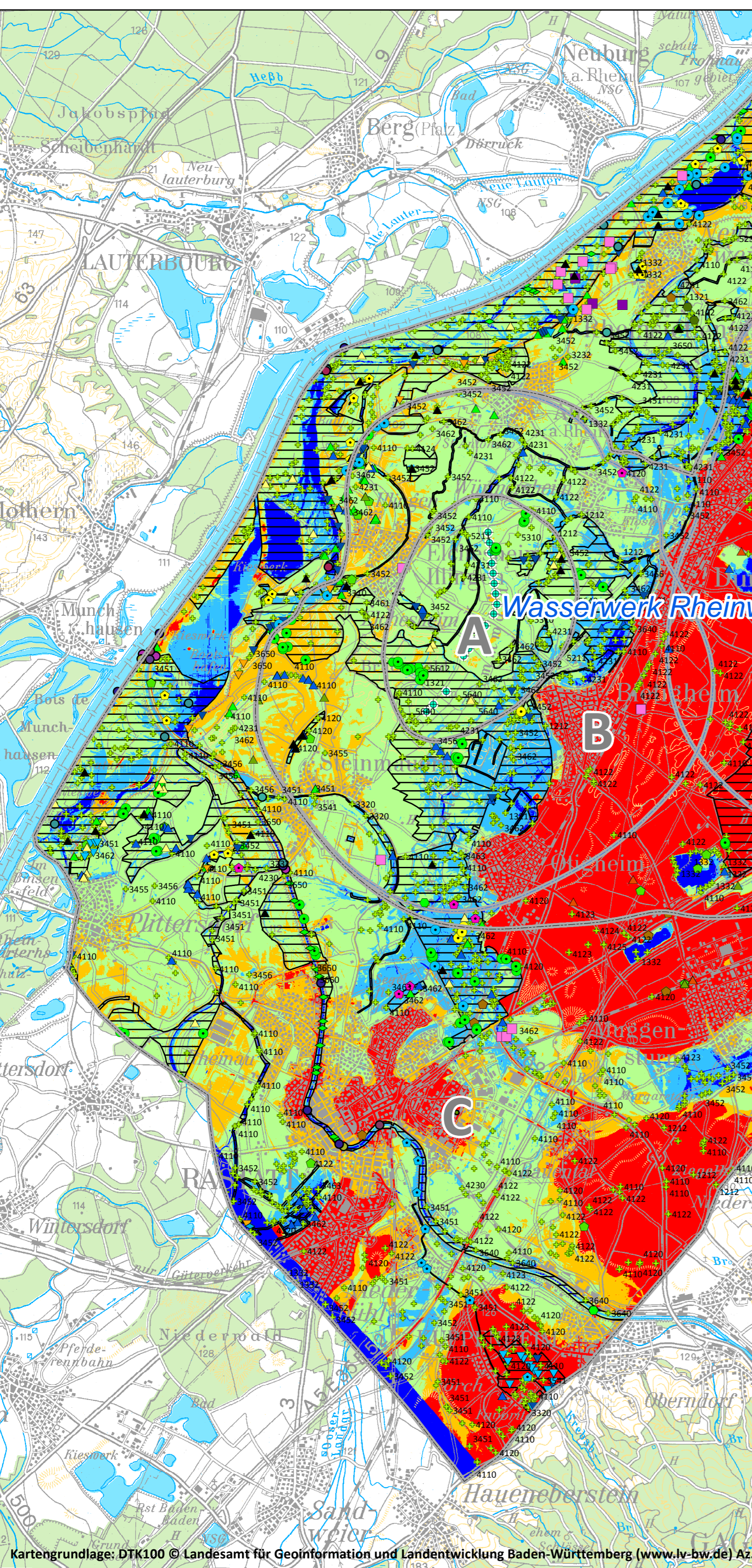
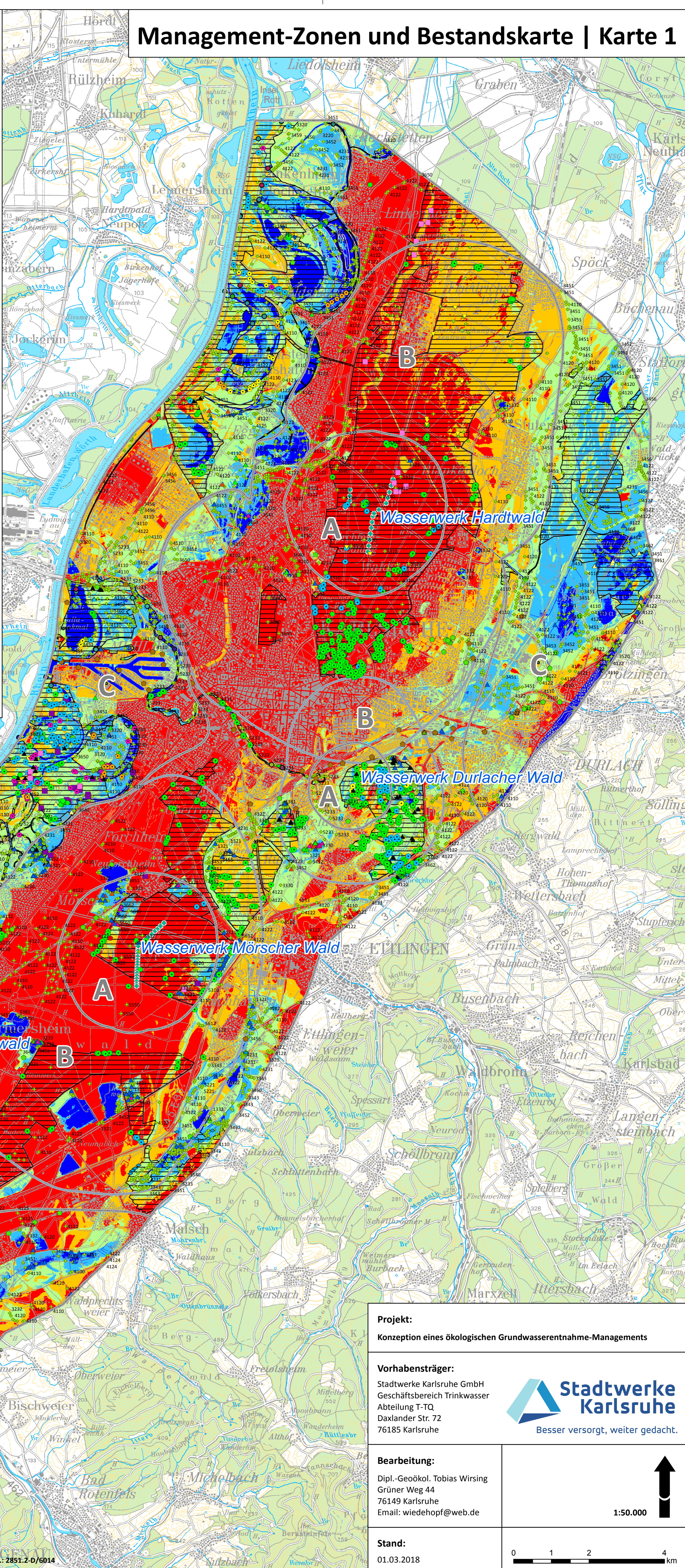
- Grünes Besenmoos
- Kleefarn
- Bechsteinfledermaus
- Großes Mausohr
- Biber
- ▲ Kammolch
- ▲ Gelbbauchunke
- ▲ Knoblauchkröte
- ▲ Wechselkröte
- ▲ Kreuzkröte
- ▲ Laubfrosch
- ▲ Kleiner Wasserfrosch
- ▲ Springfrosch
- Mauereidechse
- Zauneidechse
- Schlingnatter
- Helm-Azurjungfer
- Grüne Keiljungfer
- Heldbock
- Hirschkäfer
- Scharlachkäfer
- ▼ Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling
- ▼ Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling
- ▼ Großer Feuerfalter
- ▼ Spanische Flagge
- Bachneunauge
- Bitterling
- Flussneunauge
- Groppe
- Lachs
- Meerneunauge
- Rapfen
- Schlammpeitzger
- Steinbeißer
- Bauchige Windelschnecke
- Kleine Flussmuschel
- Schmale Windelschnecke
- Zierliche Tellerschnecke

- Modellgebiet
- Management-Zone (A, B, C)
- 10 cm-Absenkungslinie (Normalbetrieb)
- ◆ Entnahmebrunnen
- ▨ FFH-Gebiet

Flurabstand (Stichtag: 20.10.1986)

- 0 - 0,5 m
- 0,5 - 1,5 m
- 1,5 - 3,0 m
- 3,0 - 4,5 m
- > 4,5 m

Datenquelle:
FFH-Managementpläne und
Artenschutzprogramm
Baden-Württemberg (LUBW)



Projekt:
Konzeption eines ökologischen Grundwasserentnahme-Managements

Vorhabensträger:
Stadtwerke Karlsruhe GmbH
Geschäftsbereich Trinkwasser
Abteilung T-TQ
Daxlander Str. 72
76185 Karlsruhe

Bearbeitung:
Dipl.-Geökol. Tobias Wirsing
Grüner Weg 44
76149 Karlsruhe
Email: wiederhopf@web.de





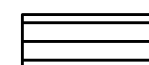
Stand:
01.03.2018

Stadtwerke Karlsruhe
Besser versorgt, weiter gedacht.

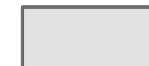





1:50.000

0 1 2 4 km

Legende

-  Modellgebiet
-  Management-Zone (A, B, C)
-  10 cm-Absenkungslinie (Normalbetrieb)
-  Entnahmebrunnen
-  FFH-Gebietskulisse

Hydroökologische Vulnerabilität

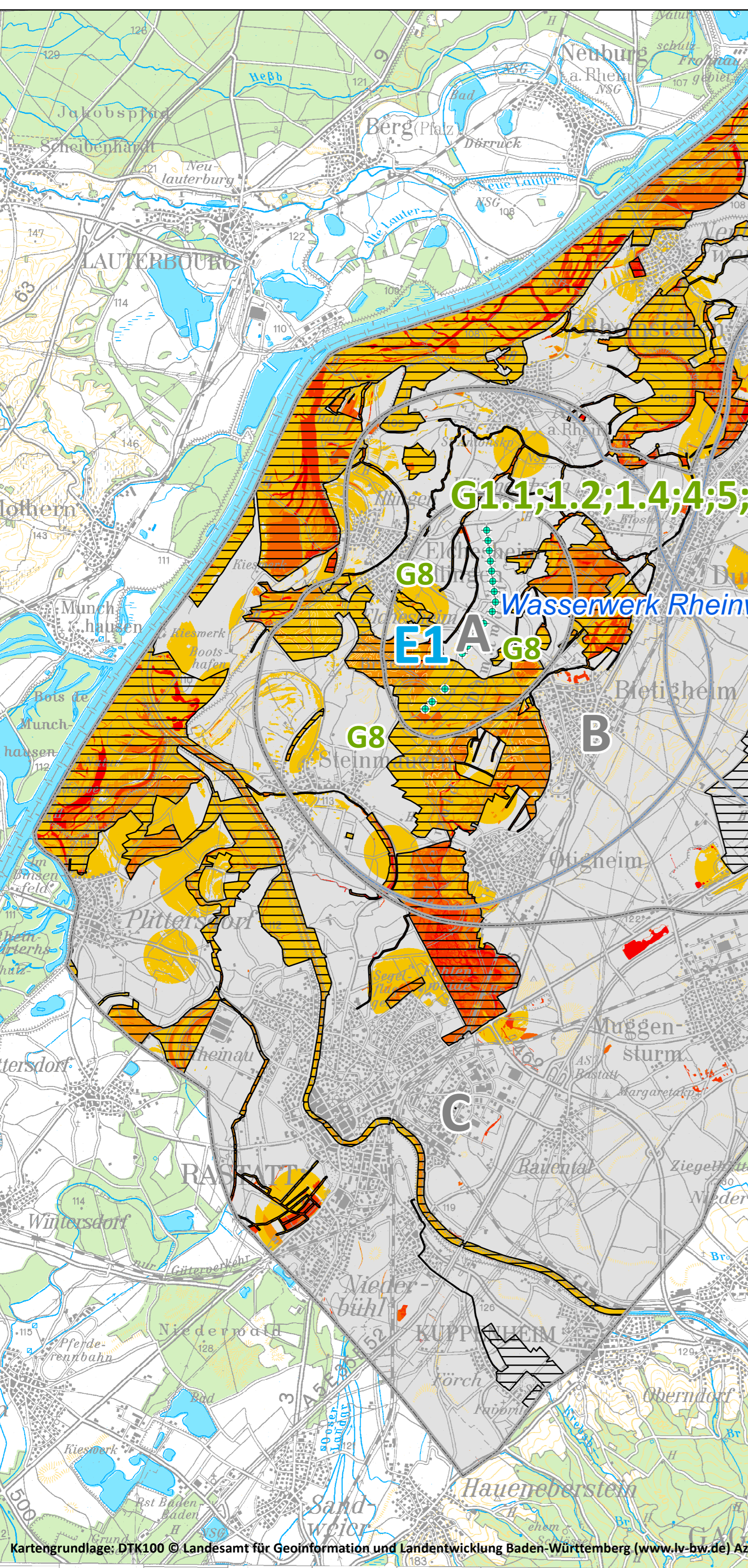
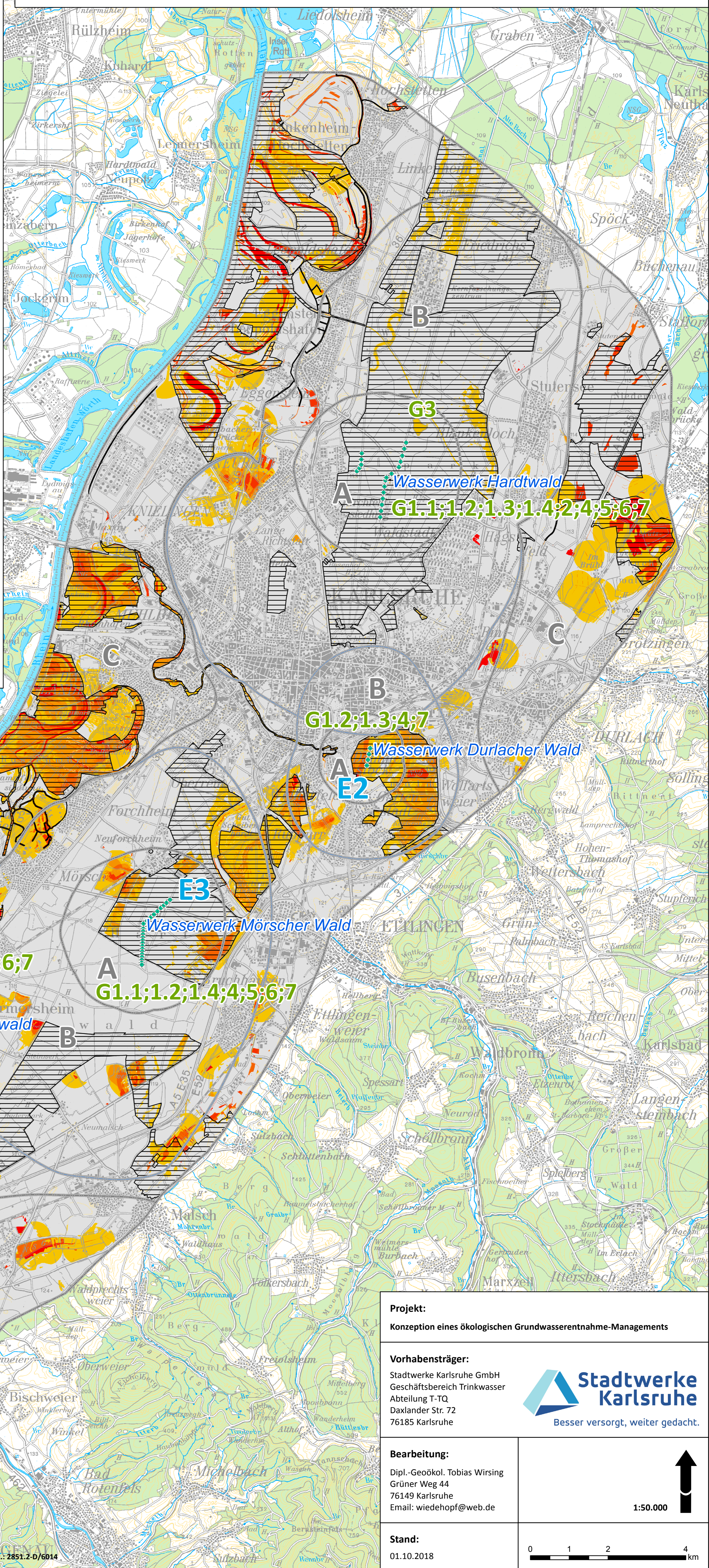
-  0 - nicht vorhanden / unbekannt
-  0,0-0,2 - beachtlich
-  0,2-0,4 - mäßig hoch
-  0,4-0,6 - hoch
-  0,6-0,8 - sehr hoch
-  0,8-1,0 - extrem hoch

Maßnahmen im Entnahme-Management

- E1 - Frühjahrs-Förderreduzierung Rheinaue**
(alljährlich März bis Mai)
- E2 - Sommer-Förderreduzierung Kinzig-Murg-Rinne**
(alljährlich Juni bis August)
- E3 - Sommer-Förderreduzierung Sekundärlebensräume**
(alljährlich Juni bis August)

Maßnahmen im WSG-Management

- G1 - Spezielle Artenschutzmaßnahmen**
 - G1.1 - Aufhängen von Ersatzhöhlen für Vögel
 - G1.2 - Aufhängen von Fledermausquartieren
 - G1.3 - Erhalt parkartiger Strukturen auf den Werksgeländen
 - G1.4 - Anlage von Lesesteinhäufen und Trockenmauern
- G2 - Zurückdrängen invasiver Pflanzenarten und Ausmagerung**
- G3 - Optimierung Habitatqualität Amphibienkleingewässer**
- G4 - Terminierung Grünflächenpflege**
- G5 - Förderung südexponierter Gebüschgruppen**
- G6 - Ausmagerung von Grünflächen mittels 2-schürige Mahd**
- G7 - Extensivierung Grünflächenpflege**
- G8 - Flächenankauf und Extensivierung**



Projekt: Konzeption eines ökologischen Grundwasserentnahme-Managements	
Vorhabensträger: Stadtwerke Karlsruhe GmbH Geschäftsbereich Trinkwasser Abteilung T-TQ Daxlander Str. 72 76185 Karlsruhe	
 Stadtwerke Karlsruhe Besser versorgt, weiter gedacht.	
Bearbeitung: Dipl.-Geökol. Tobias Wirsing Grüner Weg 44 76149 Karlsruhe Email: wiedehopf@web.de	 1:50.000
Stand: 01.10.2018	 0 1 2 4 km