

Auswirkungen des Klimawandels auf die
Entwicklung der Nitratbelastung im
Grundwasser am Beispiel des
Gesamteinzugsgebiets des Donaurieds

von Lang, U., Justiz, J., Morhard, A., Gudera, T., Emmert, M.

Gefördert mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Klima und
Energiewirtschaft Baden-Württemberg (UM)

März 2012

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
KONTAKT	Dr. Kai Höpker, Referat Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel; Tel.:0721/56001465, Kai.Hoepker@lubw.bwl.de ;
AUFTRAGGEBER	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg - Forschungsprogramm Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden- Württemberg (KLIMOPASS)
BEARBEITUNG	Lang, Justiz, Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH, Stuttgart Morhard, GIT HydroConsult GmbH, Freiburg
BEZUG	http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/ ID Umweltbeobachtung U62-W03-N10
STAND	März 2012, Internetausgabe Mai 2013

Nachdruck für kommerzielle Zwecke - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	6
2	EINLEITUNG	11
2.1	Veranlassung	11
2.2	Vorgehensweise	11
2.3	Zielsetzung	12
3	UNTERSUCHUNGSRAUM	13
4	MODELLSYSTEM ZUR BERECHNUNG DER GRUNDWASSERSTRÖMUNG UND DES NITRATTRANSPORTS	16
4.1	Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung	16
4.1.1	Modellbeschreibung	16
4.1.2	Bodenwasserhaushaltsmodell "Oberjura"	18
4.2	Grundwasserströmungsmodell	22
4.3	Nitrateintragsmodell	24
4.4	Nitrattransportmodell	25
5	BERECHNUNG DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG	26
5.1	Grundwasserneubildung für den Ist-Zustand (1951-2010)	26
5.2	Auswahl von Klimaszenarien	31
5.2.1	Überblick	31
5.2.2	Auswahl von Szenarien aus dem WETTREG-2006 Szenarienraum	32
5.2.3	Validierung der Szenariendaten für den Ist-Zustand (1971-2000)	35
5.2.4	Bias-Korrektur für die mit WETTREG simulierte Sickerwasserbildung	43
5.3	Szenarien für die nahe Zukunft 2021-2050	45
5.4	Umsetzung im Grundwassermodell	51
5.5	Vergleich der unterschiedlichen NeubildungsSzenarien	52
6	GRUNDWASSERSTRÖMUNG	55
6.1	Historie (1971 - 2010)	55
6.2	Projektionen für die nahe Zukunft	56
6.2.1	Berechnung der Grundwasserströmung bis 2051	57
6.2.2	Mittlere Verweilzeit	57

7	ERSTELLUNG DER NITRATEINTRAGSFUNKTION	60
7.1	Erhebung von Datengrundlagen	60
7.1.1	Eingangsdaten für die Berechnung der Nitratauswaschung	60
7.1.2	Eingangsdaten für die flächenhafte Regionalisierung	62
7.2	Abschätzung von Stickstoffüberschüssen über N-Salden	63
7.3	Einsatz des Agrarökosystemmodells Expert-N	71
7.3.1	Modellbeschreibung	71
7.3.2	Simulation der Stickstoffauswaschung	74
7.3.3	Typstandorte	76
7.3.4	Szenariosimulation	79
7.4	Erstellung einer flächenhaften Nitrateintragsfunktion	80
7.4.1	Regionalisierung des Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser	80
7.4.2	Abgleich gegen die Nitratkonzentration im Grundwasser	85
7.5	Nitratkonzentration im Sickerwasser 1951-2010	90
7.5.1	Ergebnisse der Simulation mit Expert-N	90
7.5.2	Nitrateintrag in den Grundwasserkörper	95
7.6	Erwartete Nitratkonzentration im Sickerwasser 2021-2050	101
7.6.1	Ergebnisse der Simulation mit Expert-N	101
7.6.2	Vergleich der Dekade 2001-2010 mit dem "Ist-Zustand" 1971-2000	108
7.6.3	Nitrateintrag in den Grundwasserkörper	110
7.6.4	Nitratrandbedingung für ein Szenario "mittel"	112
7.6.5	Szenarien mit geringer und hoher Nitratkonzentration	114
8	BERECHNUNG DER NITRATKONZENTRATION IM GRUNDWASSER BIS 2020	117
8.1	Die Entwicklung der Nitratkonzentration an den Fassungen 1 bis 6 im Donauried (Messungen)	117
8.2	Summarischer Nitrateintrag über die Jahre 1951 bis 2020	120
8.3	Erstellung der Nitrateintragsfunktion für das Grundwassermodell	120
8.4	Berechnung der Startverteilung	123
8.4.1	Berechnung der Nitratkonzentration bis 2020	126
8.4.2	Berechnung bis 2010	126
8.4.3	Berechnung von 2010 bis 2020	132
9	PROJEKTION DER NITRATKONZENTRATION IM GRUNDWASSER AB 2021 BIS 2050	133

9.1	Projektion der Nitratkonzentration ab 2021 bis 2051	133
9.2	Projektion der Nitratkonzentration mit minimalem Eintrag	136
10	AUSWIRKUNGEN AUF LAND-ÖKOSYSTEME	139
10.1	Allgemeines	139
10.2	Torfschwund	139
	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	143
	TABELLENVERZEICHNIS	146
	LITERATUR	148

1 Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht werden die Auswirkungen des Klimawandels auf das Einzugsgebiet des Donaurieds untersucht. Dabei geht es einerseits um die quantitativen Veränderungen der Wasserbilanzgrößen, andererseits soll der Einfluss auf die Grundwasserqualität und hier insbesondere auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser untersucht werden. Um die möglichen Veränderungen abgesichert beurteilen zu können, ist der Einsatz eines Modellinstrumentariums notwendig, das für den gesättigten Grundwasserleiter durch die jahrelangen Vorarbeiten bereits existiert: für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds, in welchem die Landeswasserversorgung Trinkwasser gewinnt, besteht seit mehreren Jahren ein instationär geeichtes, sehr gut an die tatsächlichen Strömungsverhältnisse angepasstes, prognosefähiges Grundwasserbilanzmodell. Dieses wurde für die Projektionen zur Entwicklung der Grundwasserverhältnisse in der nahen Zukunft im Rahmen von KLIMOPASS eingesetzt. Die flächenhafte Grundwasserneubildung aus Niederschlag wurde sowohl für die historischen Verhältnisse als auch für die Klimaszenarien mit dem von der LUBW landesweit eingesetzten Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW berechnet.

Für die Projektion der meteorologischen Verhältnisse in der nahen Zukunft (2021 bis 2050) wird auf bereits verfügbare WETTREG Klimaszenarien zurückgegriffen, welche alle für eine hydrologische Modellierung relevanten Parameter umfassen und die auch bereits im Kooperationsvorhaben KLIWA für Wasserhaushaltsmodellierungen verwendet wurden. Dazu wurden aus dem WETTREG Szenarienraum drei Realisationen mit mittlerer, geringer und hoher Grundwasserneubildung ausgewählt. Um die ausgewählten Szenarien zu den historisch beobachteten Grundwasserständen in Bezug setzen zu können, wurden Modellrechnungen für die Jahre 1971-2000 sowohl für die WETTREG Re-Simulation als auch mit den auf Grundlage der tatsächlichen Klimadaten berechneten Neubildungsraten durchgeführt und die Modellanpassung im Grundwassermodell verglichen. Der Vergleich der WETTREG Re-Simulation für den Ist-Zustand mit den Grundwasserneubildungsraten aus Messwerten zeigt, dass auf Basis der WETTREG Daten eine systematische Unterschätzung der Grundwasserneubildung gegeben ist. Da die Grundwasserneubildung aus Niederschlag die maßgebliche Bilanzkomponente für die Grundwasserströmungsverhältnisse im Modellgebiet ist, müssen die Grundwasserneubildungsraten aus den WETTREG Szenarien um diesen systematischen Unterschied korrigiert werden (Bias-Korrektur). Anschließend wurden für die aus dem WETTREG-2006 Szenarienraum ausgewählten Realisationen, welche die im Projektgebiet für die nahe Zukunft 2021-2050 erwartete Bandbreite zwischen (in Bezug auf die Grundwasserneubildung) trockenen, mittleren und feuchten Verhältnissen repräsentieren, Prognoserechnungen mit dem Grundwassermodell durchgeführt.

Im nächsten Schritt wurden Nitratintragsfunktionen für repräsentative Standorte erstellt, welche die innerhalb des Projektgebiets verbreiteten Kombinationen von klimatischen Verhältnissen (Höhenlage), Böden, Kulturarten und Bewirtschaftungsweise abdecken. Der Nitratintrag wurde zunächst über einen N-Saldenansatz abgeschätzt, welcher mit vergleichsweise einfach zu erhebenden Eingangsdaten auskommt, die in der Praxis jedoch (und vor allem für länger zurückliegende Zeiträume) nicht immer zuverlässig recherchiert werden können. Der N-Salden Ansatz stellt zwar für KLIMOPASS mangels Prognosefähigkeit bezüglich der Reaktion des Stickstoffhaushalts auf veränderte Klimabedingungen kein geeignetes Instrument dar, er ist jedoch ein unverzichtbarer Baustein für die Erstellung der Nitratintragsfunktion, da das prozessorientierte Agrarökosystemmodell Expert-N bislang noch nicht für alle Kulturarten eingesetzt werden kann. Außerdem ist Expert-N für historische Zeiträume mit ungenau bekannter Bewirtschaftungsweise und ertragsärmeren Sorten starken Einschränkungen unterworfen. Zuletzt dienen die Ergebnisse aus N-Salden und die zu

ihrer Abschätzung erhobenen Grundlagendaten als Vergleichsgröße und zur Validierung der Expert-N Ergebnisse. Dabei ergaben sich für einzelne Kulturarten und Standorte bereits nach der N-Salden Methode fragwürdige Ergebnisse, welche nur teilweise durch Effekte der Fruchtfolgen erklärt werden konnten – und zu anderen Teilen als offene Fragen bezüglich der tatsächlichen Stickstoffumsätze auf den Ackerflächen verbleiben. Im Vergleich der mittels N-Salden für die Historie 1951-2000 berechneten, räumlich differenzierten Nitratreintragsfunktion mit den im Grundwasserleiter beobachteten Nitratkonzentrationen hat sich gezeigt, dass der Viehbesatz im Einzugsgebiet eine wichtige Rolle spielt, da signifikant höhere Nitratkonzentrationen in den Bereichen identifiziert werden konnten, in denen eine größere Menge oder eine andere Form von Wirtschaftsdünger anfällt. Insbesondere erhalten die Flächen oberstrom der Schutzzone II eine erhöhte organische Düngung, da die Gülleverbringung in Zone II nicht erlaubt ist und deshalb zu großen Anteilen auf den benachbarten Flächen außerhalb der Zone II erfolgt. Erst anhand der Annahme einer höheren Stickstoffauswaschung in Bereichen mit höherer Gülleverbringung konnte eine Nitratreintragsfunktion ermittelt werden, mit der die Nitratkonzentrationen im Grundwasser nachvollzogen werden konnten. Eine Ursache für die teils erhebliche Abweichung zwischen der gemäß N-Salden abgeschätzten Nitrat- auswaschung und der Nitratverteilung im Grundwasser könnte darin liegen, dass mit den vorliegenden anonymisierten und auf regionale Mittelwerte reduzierten Daten größere Unschärfen verbunden sind. Ggf. lassen sich diese Unschärfen durch intensive zusätzliche Recherche bei den Landwirtschaftsämtern grob eingrenzen und durch die Bereitstellung der vorhandenen differenzierten Daten minimieren. Zugleich zeigt sich, dass die alleinige Verwendung eines N-Saldenansatzes für die Bestimmung der Nitrat- auswaschung nicht ausreichend ist.

Es wird vorgeschlagen in weitergehenden Untersuchungen die getroffenen Annahmen zur räumlichen Differenzierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlicher Kulturflächen zu überprüfen. In diesem Zusammenhang sollte insbesondere untersucht werden, ob die Gründe für den lokal höheren Nitratreintrag in einer unterschiedlichen Bewirtschaftung, höheren Düngergaben, höheren Auswaschungsverlusten im Zuge bestimmter Darreichungsformen, einer erhöhten Mineralisation oder unterschiedlichem Entzug mit dem Erntegut (Erträge, Stickstoffgehalte) zu suchen sind.

Mit Hilfe des lokal angepassten Agrarökosystemmodells Expert-N wurden Simulationsläufe sowohl für den historischen Nitratreintrag ab 1951 als auch die in Zukunft zu erwartenden Nitratreintragsraten durchgeführt. Dabei kommt dem prozessbeschreibenden Modell Expert-N in erste Linie die Aufgabe zu, die zeitliche Dynamik zwischen Einzeljahren mit unterschiedlichem Witterungsverlauf zu beschreiben und die Reaktion auf veränderte Klimabedingungen der Zukunft zu prognostizieren. Die absolute Höhe der langjährig mittleren Stickstoffauswaschung stammt nur für jene Kulturen und Standorte aus Expert-N, für welche das Modell die aktuellen Bilanzgrößen (bei gegebener Düngung erzielter Ertrag und insbesondere mit dem Erntegut erfolgende Stickstoffabfuhr) in hoher Genauigkeit simuliert. Für Kulturen, für welche keine Pflanzenmodelle verfügbar sind, die Pflanzenmodelle nicht hinreichend an die Bewirtschaftungsdaten angepasst werden konnten oder historische Zeiträume, für welche standortbezogene Bewirtschaftung und Erträge nur ungenau bekannt sind, wird das mehrjährig mittlere Niveau der Nitrat- auswaschung durch die abgeschätzten N-Salden gestützt und nur die relative Dynamik zwischen den Einzeljahren und die absolute Änderung unter veränderten Klimabedingungen der Zukunft mit Expert-N bestimmt. Die für die Typstandorte abgeleiteten Zeitreihen der Nitrat- auswaschung wurden anschließend unter Berücksichtigung der im jeweiligen Zeitraum in den einzelnen Gemeinden vorhandene Anteile der Kulturarten regionalisiert, d.h. auf die durch den Typstandort repräsentierten Flächen übertragen. Für die nahe Zukunft wurden wie für die quantitative Betrachtung drei Szenarien entsprechend der von WETTREG-2006 aufgespannten Bandbreite bei mittlerer, geringer und hoher Nitratkonzentration im Sickerwasser erstellt (wobei geringe / hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwas-

ser weder im Szenarienraum noch in der Historie zwangsläufig mit geringer oder hoher Sickerwassermenge korrelieren). Für die Nitratmodellierung im Grundwasserleiter wurden alle drei Zukunftsszenarien verwendet, so dass eine Bandbreite der zu erwartenden Nitratkonzentrationen im Grundwasserkörper vorliegt.

Auf Grundlage der mit Expert-N ermittelten Nitratintragsfunktion wurde mit dem Transportmodell MT3DMS zunächst der Nitrattransport im Grundwasser für die Vergangenheit 1951-2010 berechnet. Hierfür musste zunächst die Startkonzentrationsverteilung im Grundwasser für 1951 bestimmt werden. Die anschließende Transportmodellierung mit instationärem Nitratintrag ergab für die Historie von 1951 bis 2010, nach einigen Korrekturen (z.B. Erhöhung des Nitratintrags im Einzugsgebiet der Fassung 5), eine gute Anpassung der berechneten an die gemessenen Nitratkonzentrationen an den Fassungen. Es konnten sowohl die langfristigen Trends der Nitratentwicklung als auch die unterschiedlichen Nitratkonzentrationen in den Entnahmen der Trinkwasserfassungen im Modell abgebildet werden. Zusammen mit dem Nitratintragsmodell liegt damit ein ausreichend abgesichertes Modellinstrumentarium vor, um die historische Entwicklung der Nitratverhältnisse im Grundwasser abzubilden und die Projektion für die Entwicklung der Konzentrationen in der nahen Zukunft zu bestimmen.

Wichtigstes Ergebnis der Modellrechnungen sind bezüglich der erwartenden Entwicklung der Piezometerhöhen im Donauried und auf der Albhochfläche bis 2050 sinkende Grundwasserstände im Dezimeterbereich, die aus der geringeren Grundwasserneubildung resultieren. Im Torf ist mit Wasserstandsänderungen von 20 bis 50 cm zu rechnen, auf der Alb liegen die Grundwasserstände im unteren Bereich der Schwankungsbreite der letzten 30 Jahre. Bei feuchten oder trockenen Verhältnissen werden in etwa dieselben extremen Grundwasserstände erreicht wie bislang, so dass die gesamte Dynamik in etwa gleich bleibt. Im Vergleich zu den natürlichen Schwankungen sind diese Änderungen für den Karst- und Kiesaquifer als vernachlässigbar gering zu bewerten. Im Torfaquifer sind die natürlichen Schwankungen ebenfalls größer als die zu erwartenden Änderungen. Hinzu kommt, dass bei sinkenden Grundwasserständen im Torfaquifer auch mit einem Schwund des Torfkörpers zu rechnen ist, so dass sich keine signifikanten Änderungen im Flurabstand ergeben werden. Ohnehin führt die landwirtschaftliche Bewirtschaftung zu einer Sackung des Torfkörpers, die nicht unerheblich ist und ggf. in derselben Größenordnung liegen kann, wie die projizierten sinkenden Grundwasserstände im Torfkörper. Für das pflanzenverfügbare Wasser aus dem Torfkörper, das für das Ökosystem Torf grundlegend ist, bedeutet dies, dass trotz der sinkenden Grundwasserstände die Flurabstände in Zukunft gleich bleiben könnten. Allerdings ist eine abgesicherte Prognose der Torfsackungen nicht bzw. nur eine Schätzung möglich, da diese von der Bewirtschaftung und den drainierenden Maßnahmen, die nicht vorhersehbar sind, abhängen. Auf der Albhochfläche ist aufgrund der vergleichsweise großen Niederschlagshöhen nur mit einer relativ geringen Abnahme der Grundwasserneubildung von im Mittel 9 % und etwas häufigerem Auftreten von Niedrigwasserperioden zu rechnen, so dass sich dies zumindest in der nahen Zukunft nur geringfügig in den Grundwasserständen bemerkbar machen wird. Aufgrund der großen Mächtigkeit der gesättigten und ungesättigten Zone im offenen Karst werden die klimabedingten Veränderungen der Grundwasserstände unter der Albfläche zunächst keine weitreichenden Auswirkungen haben. Das um 9% geringere Grundwasserdargebot geht hauptsächlich zu Lasten der Abflüsse in den aus den Karstquellen gespeisten Oberflächengewässern.

Die Nitratintragsmodellierung hat gezeigt, dass sich im Einzugsgebiet des Donaurieds für die nahe Zukunft gegenüber dem aktuellen Ist-Zustand (2000 – 2010) klimatisch bedingt keine signifikante Änderung des Nitratintrags ergeben wird, falls die landwirtschaftliche Bewirtschaftung in gleicher Weise fortgeführt wird und auch aus dem Bereich anderer Nutzungen kein erhöhter Nitratintrag erfolgt. Die Modellierung stellt bereits in der Historie eine deutliche Änderung fest: so lag die Nitrat Auswaschung aus den landwirtschaft-

lichen Kulturlflächen in der letzten Dekade (2000-2010) klimatisch bedingt im Mittel höher als sie zwischen 1971 und 2000 bei gleicher Bewirtschaftung gewesen wäre. Die resultierende Nitratkonzentration im Sickerwasser lag in der letzten Dekade (2000 – 2010) auf dem gleichen Niveau wie jene, welche man für die nahe Zukunft (2020 – 2050) auf Grundlage der WETTREG-2006 Szenarien erhält. Der auf Grundlage dieser Szenarien für die nahe Zukunft (2020-2051) unterstellte Effekt des Klimawandels ist damit bereits weitgehend vorweg genommen. Insofern ist davon auszugehen, dass die Nitratkonzentrationen im Grundwasserleiter klimabedingt keine deutliche weitere Veränderung erfahren werden, sofern die Anteile der Kulturarten und ihre Bewirtschaftung unverändert bleiben. Ausgenommen sind hierbei aber zeitlich begrenzte Auswirkungen von Extremsituationen, wie dem sehr trockenen und heißen Sommer 2003, die in weitergehenden Untersuchungen noch näher beleuchtet werden sollten. In den vorliegenden Simulationen führen die Szenarien mit niedrigen und hohen Nitratreintragsraten nur zu geringen Abweichungen vom Szenario "mittel", die in derselben Größenordnung liegen, wie die saisonalen und zwischen Einzeljahren mit unterschiedlichem Witterungsverlauf auftretenden Schwankungen der Nitratkonzentration. Größere Änderungen sind möglicherweise für die ferne Zukunft nach 2050 zu erwarten, für welche die Klimaszenarien jedoch mit einer höheren Unsicherheit behaftet sind.

Mit der vorliegenden Studie und dem entwickelten Modellinstrumentarium liegt eine Basis vor, auf der weitergehende Studien insbesondere zu einer veränderten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung durchgeführt werden können. In einer ersten Betrachtung wurde der Nitratreintrag auf maximal 15 mg/l begrenzt. Die berechneten Nitratganglinien zeigen eine langfristige Entwicklung über Jahrzehnte, bis sich die Eintragsreduzierung deutlich bemerkbar macht. Ähnliche Betrachtungen mit realistischen Szenarien können nun mit diesem Bewirtschaftungs- und Prognosewerkzeug durchgeführt und so die zukünftigen Entwicklungen nicht nur unter Berücksichtigung der klimatischen Änderungen untersucht werden.

Das vorliegende Modellinstrumentarium bildet aber auch für die Betrachtung weiterer Klimaszenarien, die zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung noch nicht zur Verfügung standen, eine geeignete Basis. Die Zahl der verwendbaren Klimaszenarien, welche die zu erwartende Bandbreite der Klimaänderung aufspannen, wird weiter zunehmen. Dies macht es erforderlich einmal aufgestellte und bewährte Modellketten immer wieder einzusetzen, um auch für die interessierenden Zielgrößen, wie z.B. Grundwasserneubildung, Grundwasserflurabstand, Nitratreintrag und Nitratkonzentration im Grundwasser, zunehmend verlässliche Bandbreiten einer zukünftigen Entwicklung zu ermitteln. Darüber hinaus wird mit jedem Einsatz der vorliegenden Modelle und Modellketten das Systemverständnis weiterentwickelt und vorhandene Defizite in der Informations- und Datengrundlage können identifiziert werden. Hieraus ergibt sich ein Vorschlag für weitergehende Untersuchungen in einem Folgeprojekt:

- Verbesserung des Modellinstrumentariums im Hinblick auf die Nitratreintragsmodellierung: die Nitratkonzentration im Grundwasser erklärende Eintragsraten konnten nur mit zusätzlichen Annahmen zu einer erhöhten Auswaschung bei organischer Düngung erzielt werden. Diese Annahmen und die Parametrisierung des Agrarökosystemmodells sind ggf. mit erweiterter Datenlage zu überprüfen, um eine Verbesserung in der Nitratreintragsmodellierung zu erzielen.
- Im Projekt wurde nicht berücksichtigt, wie sich die Flächenanteile der Kulturen mit dem Klimawandel möglicherweise ändern könnten und ob es einen Trend zu bestimmten Kulturen oder anderen Sorten gibt. Hier sind realitätsnahe Szenarien zu entwickeln und deren Wirkung auf die Nitratverhältnisse im Grundwasser zu untersuchen.
- Der nach wie vor bestehende Trend zum Anbau von mehr Silomais ist eines der Szenarien, das weitergehend untersucht werden sollte, da damit auch ein veränderter Nitratreintrag verbunden sein kann. Gerade beim Mais besteht ein erheblicher Widerspruch zwischen vermeintlich negativen N-Salden

und besonders hohen Herbstwerten an auswaschbarem Stickstoff, welcher eine Bewertung hinsichtlich seiner Verträglichkeit mit dem Grundwasserschutz aus Sicht der Wasserversorgung bislang unmöglich macht. Diesen Widerspruch gilt es in weitergehenden Betrachtungen zu klären.

- Der Einfluss der Veränderung des Waldbestandes wurde nicht berücksichtigt. Es ist beispielsweise bekannt, dass die Fichte mit dem Klimawandel unter großen Stress gerät und sich möglicherweise nicht halten wird. Der vermehrte Anbau von alternativen Baumarten wie z.B. die Douglasie könnte die Folge des Klimawandels in Waldgebieten sein. Es gilt zu untersuchen, inwieweit dieser Wandel Auswirkungen auf die Nitratverhältnisse haben kann.
- Es ist zu erwarten, dass sich in Zukunft länger anhaltende Trockenperioden einstellen werden. Erfahrungen aus dem Jahr 2003 zeigen, dass sich dies direkt auf die Nitratreinträge durch Trockenstress bei den Pflanzen und ggf. erhöhter Mineralisation ausgewirkt hat. Hierzu sind weitergehende Untersuchungen notwendig, die die bisherigen Beobachtungen abbilden und in denen Projektionen mit Häufung von Trockenperioden betrachtet werden, um die Auswirkungen auf die Nitratverhältnisse abschätzen zu können. Hier muss ggf. von den WETTREG-Szenarien abgewichen werden, um die Häufung von Trockenperioden abbilden zu können.

Mit den vorliegenden Ergebnissen aus dem KLIMOPASS-Projekt liegt ein Modellinstrumentarium vor, das weitergehende Untersuchungen und Szenarienbetrachtungen ermöglicht. Diese weitergehenden Untersuchungen werden für das Projektgebiet als wichtig erachtet, da die Einzugsgebiete der Fassungen 2, 3 und 5 bereits Nitratproblemgebiet sind und in naher Zukunft möglicherweise sogar noch das östliche Donauried hinzukommt. Ein Folgeprojekt mit erweitertem Szenarienraum ermöglicht deshalb konkrete Handlungsempfehlungen für das Projektgebiet abzuleiten und die weitere Entwicklung der bestehenden Nitratproblematik für die Trinkwasserversorgung im Donauried für die Zukunft abzuschätzen.

2 Einleitung

2.1 VERANLASSUNG

Die Änderungen der klimatischen Verhältnisse haben Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt und die damit verbundenen Wasser- und Stoffströme. Vor diesem Hintergrund ist es erforderlich einerseits das zukünftige Grundwasserdargebot und andererseits die Entwicklung der stofflichen Belastung des in Trinkwassergewinnungsgebieten erschlossenen Grundwassers zu bewerten. Das Donauried bei Langenau stellt eines der wichtigsten Grundwassergewinnungsgebiete in Baden-Württemberg dar und wird vom Zweckverband Landeswasserversorgung zur Trinkwassergewinnung genutzt. Das entnommene Grundwasser entstammt zu großen Teilen dem überregionalen Karstgrundwasserleiter des Oberjura, in dessen Bereich eine intensive landwirtschaftliche Nutzung stattfindet. Am Beispiel des Gesamteinzugsgebiets des Donaurieds wird die Auswirkung der zu erwartenden Klimaänderung auf die Grundwasserströmungsverhältnisse und auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen untersucht.

2.2 VORGEHENSWEISE

Die Prognose der Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist eng gekoppelt mit der Prognose des zu erwartenden Nitratreintrags und der Entwicklung der Neubildungsraten. Hierfür wurde eine Modellkette aufgestellt, die eine Vielzahl von möglichen Szenarien untersucht. Aus diesen werden mit Hilfe statistischer Methoden Szenarien ausgewählt, welche neben der mittleren erwarteten auch die Bandbreite zwischen einer trockenen oder feuchten Entwicklung (Grundwasserneubildung) beschreiben. Darauf aufbauend wird der zukünftige Nitratreintrag für trockene bis feuchte Verhältnisse ermittelt. Diese Betrachtungen erfolgen für die nahe Zukunft (2021 bis 2051), für welche ausreichend abgesicherte Klimaszenarien vorliegen.

Zum Einsatz kommen ein Bodenwasserhaushaltsmodell, ein Nitratreintragsmodell sowie ein Strömungs- und Transportmodell für die Prozesse in der gesättigten Zone. Bei der hier durchgeführten Untersuchung kann auf ein kalibriertes und validiertes Grundwasserströmungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds zurückgegriffen werden. Dieses Modell wurde bereits für die Nachbildung von Transportprozessen zur Bestimmung von Verweilzeiten erweitert. Mit Hilfe des Bodenwasserhaushaltsmodells wurden umfangreiche Studien zur Abschätzung der Grundwasserneubildung in der nahen Zukunft auf Grundlage der verfügbaren WETTREG Szenarien durchgeführt, die die Basis für die Abschätzung der zu erwartenden Änderung bei der Grundwasserneubildung darstellen. Basierend auf Modellstudien aus dem Oberrheingraben wird das Nitratreintragsmodell für unterschiedliche landwirtschaftliche Kulturarten auf das Modellgebiet übertragen und durch Regionalisierung die Eingangsgröße für den Nitrattransport in der gesättigten Zone ermittelt.

2.3 ZIELSETZUNG

Das Ergebnis des Forschungsprojektes ist somit ein Prognosewerkzeug, um die zukünftige Entwicklung der Nitratverhältnisse im Einzugsgebiet und in den Fassungen des Zweckverbandes Landeswasserversorgung (Standort Donauried) abschätzen zu können. Es ermöglicht Bewirtschaftungsszenarien für einen vorsorgenden Gewässerschutz zu entwickeln und damit Handlungsempfehlungen für die Landwirtschaft, die Grundwasserbewirtschaftung und die Wasserversorgung abzuleiten. Als Modellstandort in einem überregionalen Grundwasserleiter ist die Möglichkeit gegeben, diese Erkenntnisse auf andere hydrogeologisch und von der Nutzung ähnliche Standorte im Oberjuragebiet zu übertragen. Die Ergebnisse liefern somit einen wichtigen Beitrag für den Grundwasserschutz in Baden-Württemberg.

3 Untersuchungsraum

Im Donauried östlich von Ulm zwischen Langenau und Sontheim entnimmt der Zweckverband Landeswasserversorgung, der zu den größten Fernwasserversorgungen Deutschlands zählt, an sechs Fassungsanlagen Grundwasser aus dem Kiesgrundwasserleiter. Mit einer Entnahme von über 30 Mio. m³ Grundwasser aus dem Donauried bilden diese Brunnen ein wesentliches Standbein der Wasserversorgung Baden-Württembergs. Das Ried ist seit jeher ein Wasserüberschussgebiet, das jedoch heute intensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Zudem birgt das Donauried ein bedeutendes Naturschutzgebiet, indem Tausende von Vögeln leben und während der Reisezeiten Rast machen. Im dichten Gewässernetz haben sich zahlreiche Biber etabliert und ein 42 km² umfassendes Torfmoor beherbergt eine vielfältige Flora und Fauna. Weite Bereiche des Donaurieds sind Vogel- und Landschaftsschutzgebiet. Weiterhin sind bedeutende FFH Gebiete und ein Naturschutzgebiet vorhanden.

Die unterschiedliche Nutzung dieser Region hat unterschiedliche Anforderungen an die Grundwasserverhältnisse, die sowohl von den klimatischen bzw. hydrologischen Verhältnissen als auch von der Nutzung durch den Menschen (Grundwasserentnahme für Trinkwasser oder Grabenmanagement zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung) beeinflusst werden. Je nach Art des Ackerbaus oder der Grünlandnutzung sind größere Flurabstände gefordert, die ein Befahren der Flächen ermöglichen. Das Torfmoor und die Naturschutzgebiete benötigen zumindest zeitweise einen Überstau über Gelände. In den letzten Jahren wurde versucht, im Donauried durch räumliche Trennung der Nutzungen Konflikte zu entschärfen. Auch das Entnahmeregime an den einzelnen Fassungen der Landeswasserversorgung kann dazu beitragen, die Piezometerhöhen im Kie-saquifer für die Landwirtschaft und den Naturschutz zu optimieren.

Der Untersuchungsraum umfasst das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds mit dem Kiesgrundwasserleiter zwischen Sontheim und Ulm sowie den Karstgrundwasserleiter bis zur Karstwasserscheide auf der Schwäbischen Alb. Hier findet die hauptsächliche Grundwasserneubildung statt, die mit dem Grundwasseraufstieg im Donauried den Wasserreichtum des Donaurieds ausmachen. Sowohl die Neubildungsflächen auf der Schwäbischen Alb als auch die im Donauried sind intensiv durch die Landwirtschaft genutzt, so dass hier Stoffe aus der Landwirtschaft in den Grundwasserleiter eingetragen werden. Insbesondere die Düngung der landwirtschaftlichen Flächen verursacht bereichsweise erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasserleiter, die für die Trinkwasserversorgung zu qualitativen Problemen führen können.

In **Abb. 3.1** ist die Lage und die Abgrenzung des zur Anwendung kommenden Grundwassermodells dargestellt. Im Norden reicht das Modellgebiet bis zur Hauptkarstwasserscheide südlich von Geislingen. Ausgehend von der Wasserscheide wird das Modell im Westen durch eine Randstromlinie begrenzt, die auf Höhe von Ulm in einen Zustromrand übergeht. Im Süden folgt wieder eine Randstromlinie, die ungefähr donauparallel verläuft bis im Osten ein Abstromrand das Modellgebiet begrenzt. Im Norden verläuft eine Randstromlinie südlich Heidenheims bis zur Brenz. Der in **Abb. 3.1** grün dargestellte Bereich umfasst knapp 1000 km², wobei der südlich der Donau gelegene Teil des Karstaquifers von mächtigen Molasseschichten überdeckt wird und kaum Neubildung erhält.

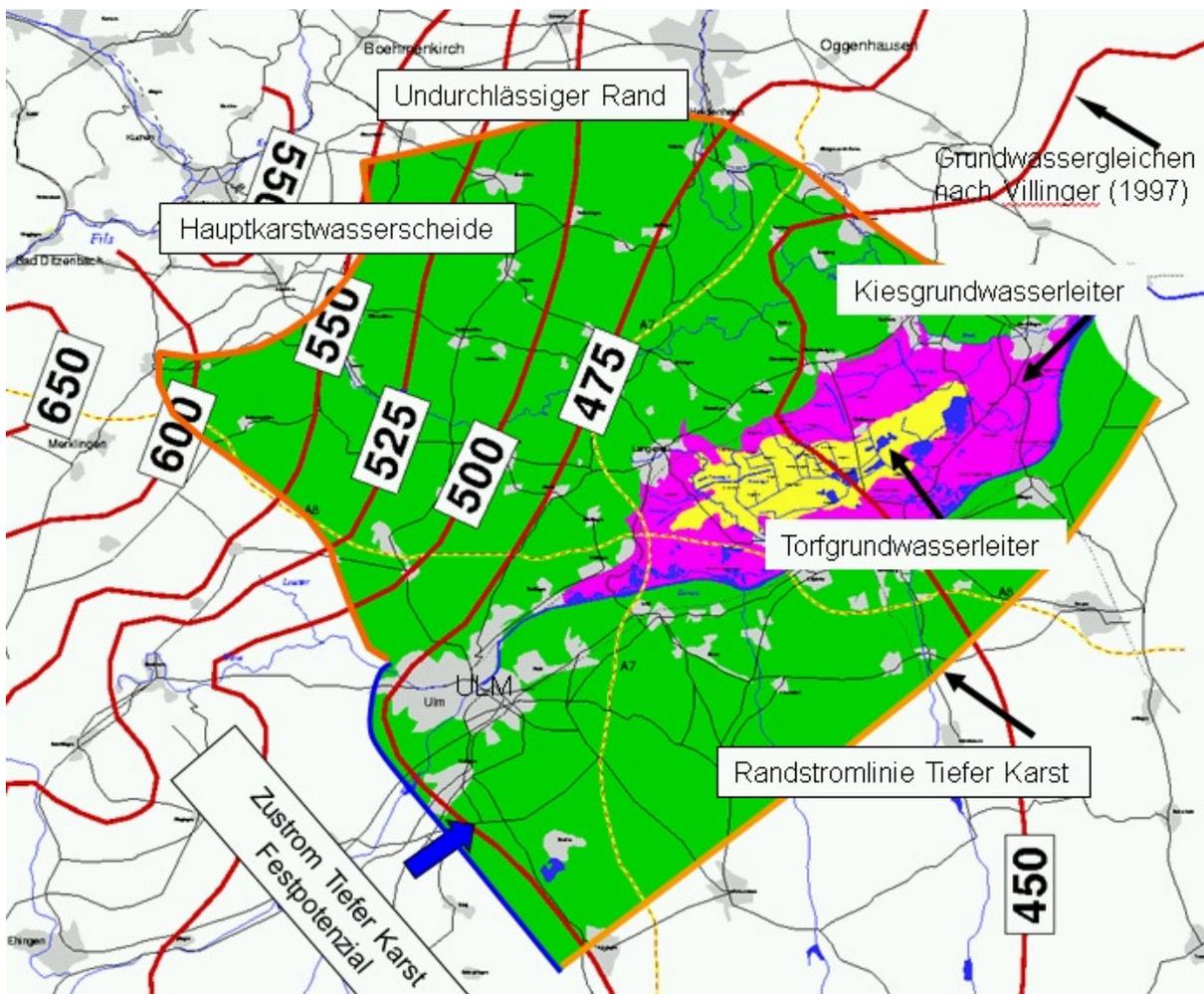


Abb. 3.1: Lage des Grundwassermodellgebietes und großräumige Potenziellinienverteilung nach Villinger (1977).

Im Untersuchungsraum sind zwei wichtige Grundwasserleiter abzugrenzen. Den Hauptumsatz an den Grundwasserabflüssen trägt der Karstaquifer. Wie in **Abb. 3.2** im geologischen Schnitt zu sehen ist, wird er im Süden überlagert durch Molasse- und Zementmergelschichten auf denen wiederum der 126 km² umfassende Kiesaquifer (in **Abb. 3.1** violett dargestellt) aufliegt. Der Kiesaquifer streicht im Norden aus, im Süden und Osten wird er durch die Oberflächengewässer Donau und Brenz hydraulisch begrenzt. Da die Piezometerhöhen im Karstaquifer höher liegen als im Kiesaquifer des Donaurieds, kommt es im Bereich des Donaurieds zu Grundwasseraufstiegen durch die Trennschichten in den Kiesaquifer. Durch die Landeswasserversorgung wird hier in über 200 Brunnen - verteilt auf sechs Fassungsreihen - durchschnittlich ca. 1 m³/s Grundwasser entnommen und zur Trinkwasserversorgung genutzt. Der Kiesaquifer wird im zentralen Bereich des Donaurieds von einem ökologisch sehr wertvollen Torfkörper überlagert (in **Abb. 3.1** gelb dargestellt).

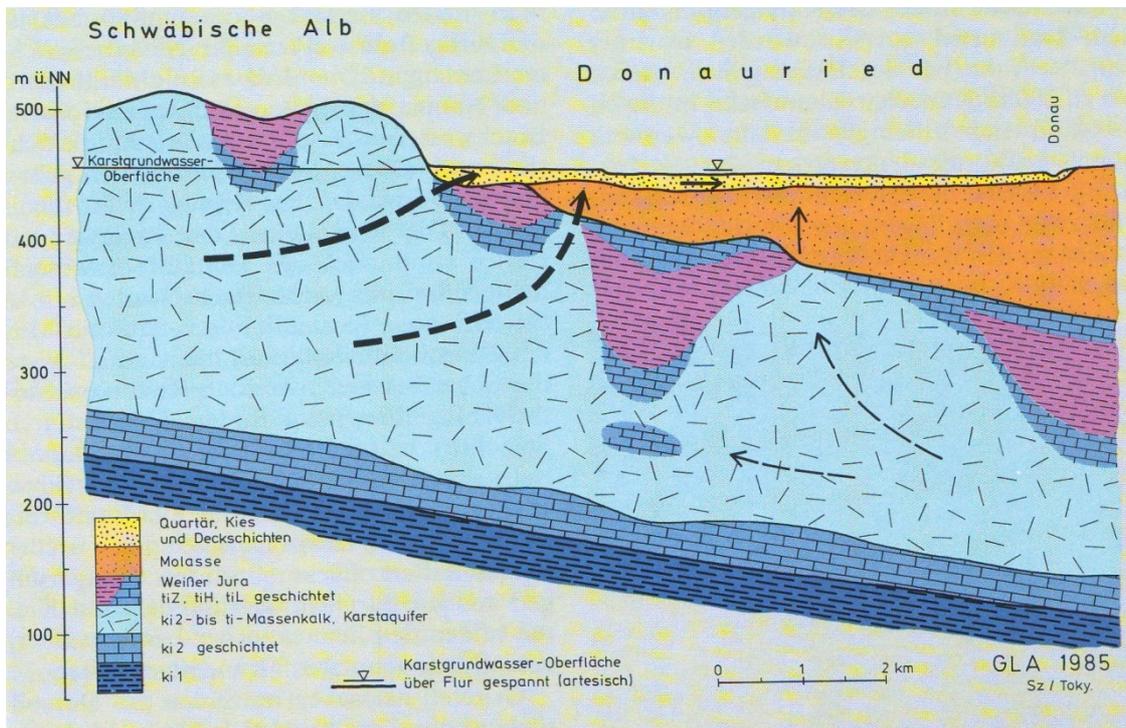


Abb. 3.2: Geologischer Schnitt durch das Projektgebiet.

4 Modellsystem zur Berechnung der Grundwasserströmung und des Nitrattransports

4.1 BODENWASSERHAUSHALT UND GRUNDWASSERNEUBILDUNG

Das Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW wurde im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg (LUBW) entwickelt, in methodischer wie funktioneller Hinsicht gemäß den Bedürfnissen der Landesbehörden konzipiert und über die vergangenen Jahre hinweg fortlaufend erweitert und an aktuelle Anforderungen angepasst. Die derzeit vorliegende Modellversion geht nur noch in ihren Ursprüngen auf das von L. Menzel (1999) an der ETH Zürich entwickelte Verdunstungsmodell TRAIN und die von V. Armbruster (2001) vorgenommenen Erweiterungen zurück. Die in den genannten Arbeiten eingesetzten Verfahren werden jedoch weiterhin, ggf. in erweiterter oder geringfügig modifizierter Form, als eine mögliche Konfiguration angeboten. Darüber hinaus stehen zur Beschreibung einzelner Teilprozesse des Bodenwasserhaushalts weitere Ansätze zur Verfügung, bei denen es sich teils um eigene Methoden, teils um aus anderen Modellen oder weiteren Forschungsarbeiten übernommene oder dem Prinzip nach entlehnte Ansätze handelt. Die den Kern des Modells ausmachende Simulationssoftware wird durch eine Reihe von Zusatzwerkzeugen, etwa für das *pre-processing* der meteorologischen Antriebsdaten, Formatkonvertierungen und die Verarbeitung der Ergebnisdateien ergänzt.

Anwendungsbeispiele aus der jüngeren Vergangenheit umfassen die Berechnung der oberen Randbedingung für numerische Grundwassermodelle, etwa für das Modellgebiet Oberjura (Morhard 2008) oder grenzüberschreitend für den Grundwasserkörper im Oberrheingraben zwischen Basel und Karlsruhe im Rahmen des EU-Projektes LOGAR (Morhard 2011), landesweite Anwendungen für den Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (z.B. Regionalisierung phänologischer Eintrittszeitpunkte für Tafel 2.16 "Dauer der Vegetationsperiode" 2011), länderübergreifende Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels in Süddeutschland im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA (Morhard 2009) und regionale Studien zu Grundwasserhaushalt und Nitratauswaschung in Grundwassergewinnungsgebieten im Rahmen des Innovationsfonds Klima- und Wasserschutz (Morhard 2006).

4.1.1 MODELLBESCHREIBUNG

GWN-BW ist ein deterministisches, flächendifferenziertes Modell zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration, zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes sowie zur Bestimmung der unterhalb der durchwurzelten Bodenzone gebildeten Sickerwassermenge (siehe **Abb. 4.1**). Die berechnete Sickerwassermenge entspricht in Gebieten mit vernachlässigbaren schnellen lateralen Abflusskomponenten (z. B. in den meist ebenen Porengrundwasserleitern) der Grundwasserneubildung. In Gebieten mit nennenswerten schnellen lateralen Abflusskomponenten (z. B. in den meisten Festgesteinsgrundwasserleitern) ist eine Reduktion mit dem sog. Baseflow-Index (BFI) erforderlich, um die Grundwasserneubildung zu ermitteln. In den einzelnen Teilmodulen kommen sowohl physikalisch basierte als auch konzeptionelle Ansätze zur Beschreibung der an den Vorgängen von Verdunstung und Sickerwasserbildung beteiligten Prozesse zur Anwendung. Im Sinne einer Modularisierung können für einzelne Prozesse mehrere Varianten angeboten werden. Die Berechnung erfolgt auf Basis von Tagesschritten, wobei modellinterne Rechenschritte in Zusammenhang mit Strahlungsbilanz und Sickerwasserbildung in deutlich höherer Auflösung (z.B. Stundenbasis) abgearbeitet werden. Die

räumliche Diskretisierung kann wahlweise durch beliebig aufgelöste Rasterdaten oder in Vektorgeometrien erfolgen. In beiden Fällen können unter einer Grundfläche beliebig viele Anteile unterschiedlicher Landnutzungsformen liegen.

Die in Form von Stationswerten vorliegenden meteorologischen Eingangsdaten (Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer oder Globalstrahlung, Windstärke oder Windgeschwindigkeit) können nach verschiedenen Verfahren auf die Fläche übertragen werden. Dabei können Distanzgewichte mit einer Berücksichtigung der Höhenabhängigkeit kombiniert und Kriterien für die Auswahl der zu berücksichtigenden Nachbarstationen vereinbart werden. Alternativ ist die Vorgabe extern regionalisierter Daten möglich. Im *Strahlungsmodul* wird unter Berücksichtigung topographischer und himmelsmechanischer Gegebenheiten das nutzbare Energieangebot berechnet. Im *Schneemodul* werden Schneedeckenaufbau und Schneeschmelze (Temperatur-Index-Verfahren) einschließlich der Speicherung und des Wiedergefrierens von flüssigen Anteilen simuliert. Das *Interzeptionsmodul* beschreibt die Interzeption von Niederschlagswasser in mehreren Schichten der Vegetationsbedeckung und auf versiegelten Flächen. Die Verdunstung aus dem Interzeptionsspeicher erfolgt entsprechend der bestandesinneren Variation der meteorologischen Zustandsgrößen aus jeder Vegetationsschicht mit unterschiedlicher Intensität. Im *Transpirationsmodul* werden mehrere Verfahren zur Berechnung der Pflanzenverdunstung angeboten, darunter insbesondere zwei auf dem Ansatz nach Penman-Monteith basierende Varianten: bei der Methode aus dem Verdunstungsmodell TRAIN (Menzel 1999) wird der effektive Bestandeswiderstand in Abhängigkeit von Blattflächenindex, Bodenfeuchtedefizit und Lufttemperatur ermittelt. Der modelleigene Ansatz "Persephone" berücksichtigt die Einflüsse von Bedeckungsgrad (Pflanzen- bzw. Bodenverdunstung) und Bodenfeuchte in separaten Schritten, wobei sich die Parametrisierung von landnutzungsabhängigen Parametern wie minimalem Bestandeswiderstand oder Blattflächenindex an phänologischen Entwicklungsstadien orientiert, deren Eintrittszeitpunkte auch witterungsabhängig berechnet werden können. Das *Bodenmodul* zur Simulation der Auffüllung (durch Niederschlags- und Schneeschmelzwasser) und Entleerung (durch Transpiration und Perkolation) des Bodenspeichers wurde dem Niederschlag-Abfluss-Modell HBV entlehnt. Aufgrund seines konzeptionellen Charakters ist es auch für größere Untersuchungsräume auf einer Datengrundlage in kleinem Kartenmaßstab zu parametrisieren. Für Flächen mit hohem Grundwasserstand kann der *kapillare Aufstieg* entsprechend den Angaben der bodenkundlichen Kartieranleitung abgeschätzt werden.

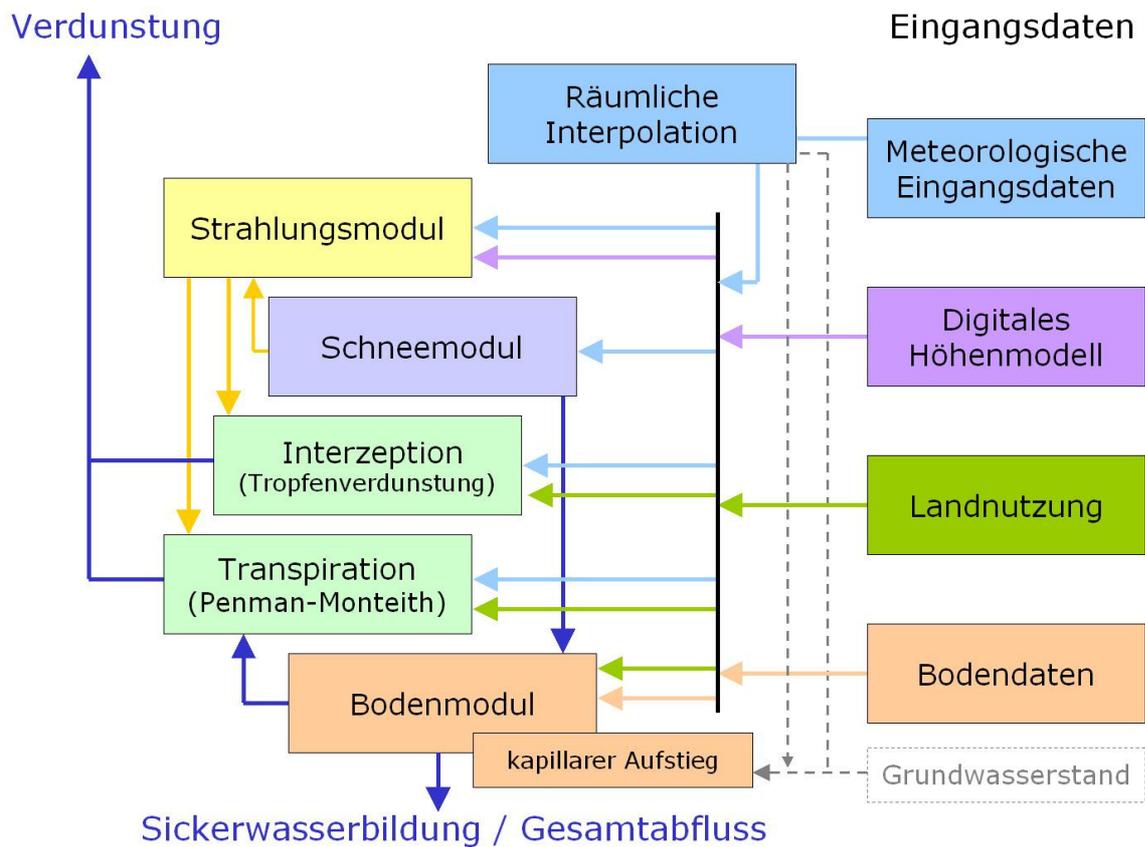


Abb. 4.1: Modellsystem zur Berechnung des Bodenwasserhaushalts.

Als meteorologische Eingangsdaten gehen Tageswerte für Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Sonnenscheindauer und Windstärke ein. Ab Version 2.0 wird alternativ auch die Verwendung von Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit unterstützt. Für die Strahlungsberechnung benötigte Parameter können aus dem digitalen Höhenmodell abgeleitet werden. Des Weiteren finden die Flächenanteile verschiedener Landnutzungsklassen ihre Verwendung, wobei vom Modell für jede Nutzungsklasse jeweils Kombinationen spezifischer, in aller Regel zeitlich variabler Parametersätze (Blattflächenindex, Interzeptionsspeicherkapazität etc.) bereitgestellt werden. Unter Verwendung des in Version 2.0 eingeführten modelleigenen Parametrisierungsschemas können diese Parameter und / oder ihre Eintrittszeitpunkte bei Bedarf vom Benutzer angepasst werden. Aus der nutzungsspezifischen Durchwurzelungstiefe, dem Bodensubstrat und dessen Gründigkeit wird für jede Landnutzungsklasse ein Eingangsdatensatz für die flächenhafte Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum abgeleitet. Sie stellt den entleer- / auffüllbaren Bodenspeicher dar. Darüber hinaus werden Angaben zu Substrat, Gründigkeit und mittlerem Grundwasserflurabstand benötigt, falls eine Abschätzung des kapillaren Aufstieges erfolgen soll.

4.1.2 BODENWASSERHAUSHALTSMODELL "OBERJURA"

Die im Jahr 2008 erstellten Eingangsdatensätze für das regionale Grundwassermodell "Oberjura" decken eine Gesamtfläche von 9177 km² ab, wovon 5735 km² auf Baden-Württemberg und 3442 km² auf den bayerischen Teil entfallen. Dabei liegt der weitaus größere Teil des Bereiches, in welchem die verkarstungsfähigen Gesteine an der Oberfläche anstehen, auf baden-württembergischer Seite. Die südlich der Schwäbischen Alb anschließenden Bereiche, in denen der Oberjura von Molasse und Moränensedimenten überdeckt wird, nehmen noch einmal eine fast ebenso große Fläche ein (**Abb. 4.2**). Im Bereich des nicht überdeckten Karstes

und des Lockergesteins im Donauried kann davon ausgegangen werden, dass die gesamte berechnete Sickerwassermenge über die ungesättigte Zone in Grundwasserneubildung für den betrachteten Karst- und Kiesgrundwasserleiter transformiert wird. Im Bereich des molasseüberdeckten Karstes müssen schnelle laterale Abflusskomponenten abgetrennt werden, so dass die resultierende Grundwasserneubildung entsprechend abgemindert wird.



Abb. 4.2: Lage des KLIMOPASS Projektgebiets im Kontext des großräumigen Modellgebiets Oberjura.

Im Unterschied zum Regionalmodell "Oberjura" bleibt das im Rahmen von KLIMOPASS betrachtete Projektgebiet auf das Einzugsgebiet des Donaurieds einschließlich eines nach Südosten unter die Molasse abtauchenden Abstrombereiches beschränkt. Die im Rahmen von KLIMOPASS durchgeführten Berechnungen und Auswertungen zum Bodenwasserhaushalt umfassen deshalb nur das Modellgebiet des für das Donauried erstellten Grundwassermodells zuzüglich eines 2 km breiten Buffers mit einer Gesamtfläche von 1444 km². In **Abb. 4.3** wird das Projektgebiet in vier nach hydrogeologischen Kriterien ausgewiesene Teilbereiche untergliedert, auf welche in den folgenden Abschnitten bei der Auswertung der Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts Bezug genommen wird. Karst-, Kies- und Torfaquifer bilden zusammen den nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes (945 km²), welcher als Neubildungsgebiet für das Donauried und die dort gelegenen Trinkwasserbrunnen von Interesse ist.

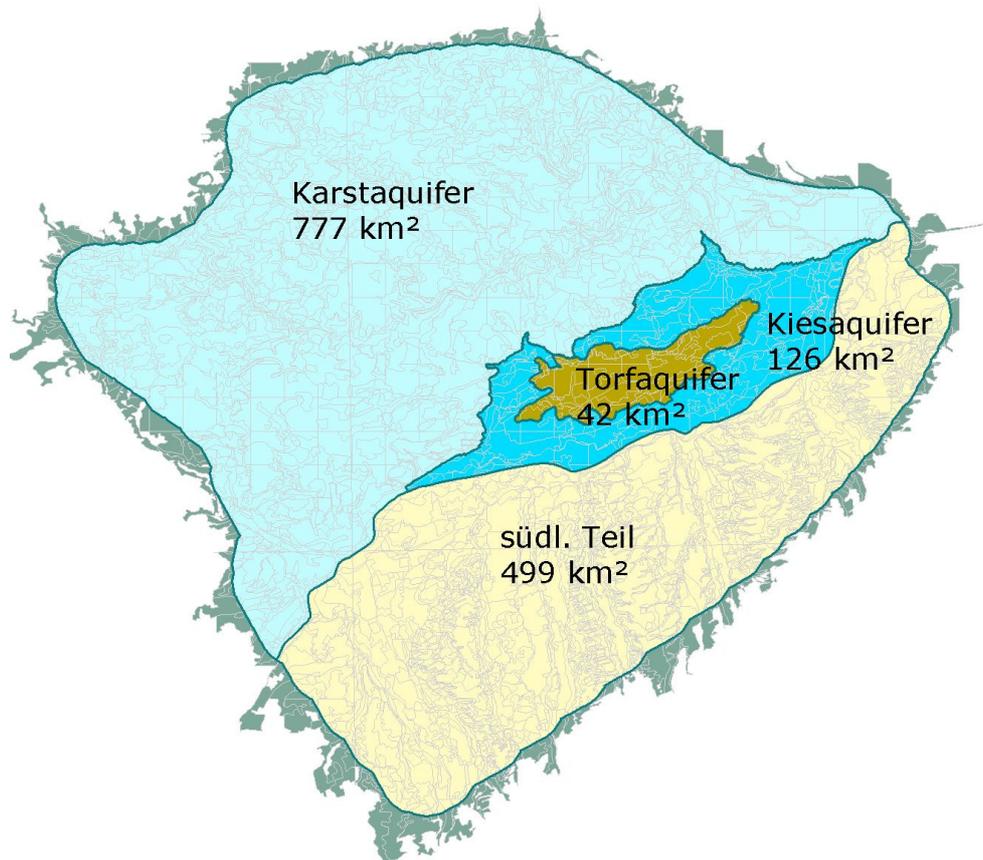


Abb. 4.3: Teilgebiete des KLIMOPASS Projektgebietes.

Berechnungen für das Projektgebiet können wahlweise auf Grundlage von zwei physiographischen Eingangsdatensätzen durchgeführt werden (siehe **Abb. 4.4**), welche sich bei gleicher Datengrundlage in ihrer räumlichen Diskretisierung unterscheiden. Ein Datensatz mit 5163 Grundflächen löst das Modellgebiet in nach Landnutzung und Boden homogene Vektorgeometrien variabler Größe auf. Da die Regionalisierung der meteorologischen Eingangsdaten auf den Schwerpunkt der Vektorgeometrie erfolgt und Grundflächen mit allzu großer Ausdehnung zu einer unbefriedigenden räumlichen Auflösung insbesondere der kleinräumig variablen Niederschlagsverteilung führen würden, wurden nach Nutzung und Boden homogene Flächen mit einer Größe von mehr als 5 km² durch Verschneidung mit einem 2 x 2 km Raster weiter unterteilt. Es resultiert eine an der lokal anzutreffenden Ausdehnung der Nutzungs- und Bodeneinheiten orientierte variable Auflösung zwischen 0.01 und 5.0 km². Die durchschnittliche Flächengröße von 0.28 km² entspricht in etwa der Ausdehnung einer 500 m Rasterzelle.

Ein zweiter Eingangsdatensatz löst das Projektgebiet im 250 m Raster auf, wobei unter jeder Rasterzelle (0.0625 km²) die Flächenanteile von bis zu 14 Nutzungsklassen liegen können. Für jede unter einer Rasterzelle vertretene Nutzungsform wird der Bodenwasserhaushalt separat simuliert und die Einzelergebnisse nach Flächenanteil zu Ergebnissen für die Rasterzelle gewichtet. Im Rahmen von KLIMOPASS wurde das regelmäßige Raster mit 23 088 Zellen für die Berechnung der räumlich hochaufgelösten oberen Randbedingung für das Grundwassermodell verwendet, welches als Finite-Differenzen Modell ebenfalls in Rasterzellen (mit allerdings variabel geschachtelter Zellengröße) diskretisiert ist.

Demgegenüber kam für die Analyse der umfangreichen WETTREG Klimaszenariendaten (10 Realisationen mit 200 Modelljahren je Dekade) der Vektordatensatz mit seiner geringeren Flächenanzahl, kürzeren Rechenzeiten und kompakteren Ergebnisdateien zum Einsatz.

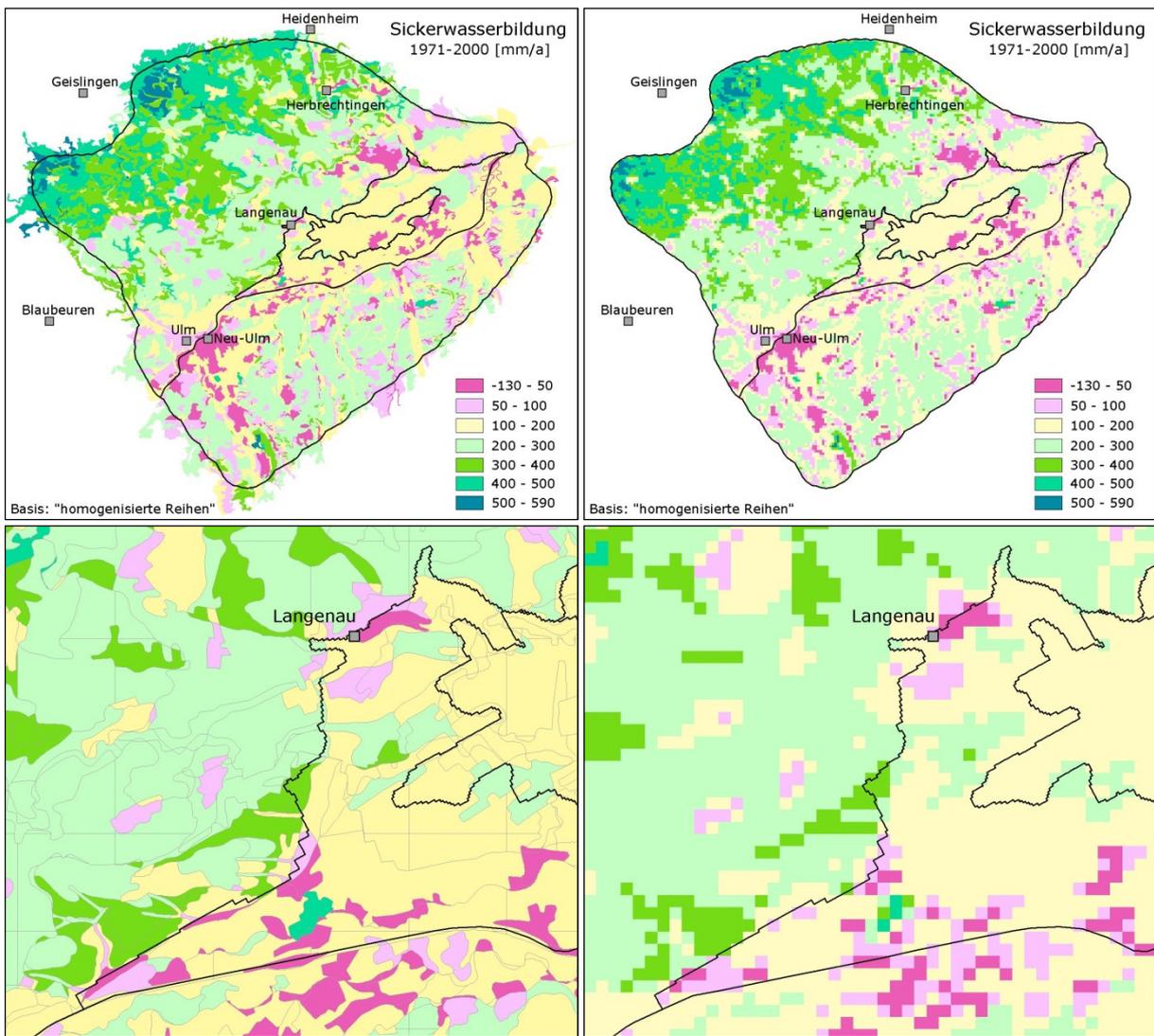


Abb. 4.4: Mittlere Sickerwasserbildung der Periode 1971-2000 aufgelöst in Vektorgeometrien (links) oder Rasterdaten (rechts).

Sowohl die Vektorgeometrien als auch der 250 m Rasterdatensatz setzen die gleichen zu Grunde liegenden Eingangsdaten in Wert. Neben topographischen Informationsebenen (aus dem digitalen Geländemodell abgeleitete Kennwerte) sind dies die CORINE Landnutzung sowie die im baden-württembergischen und bayerischen Teil jeweils beste flächendeckend verfügbare Bodeninformation. Auf bayerischer Seite ist dies die Bodenkonzeptkarte im Maßstab 1:25.000 bis 1:50.000, auf baden-württembergischer Seite die Bodenübersichtskarte BÜK200. Details zur Aufbereitung der physiographischen Eingangsdaten können dem zugehörigen Projektbericht entnommen werden (Morhard 2008).

Im Sinne einer Fortschreibung der im Jahr 2008 durchgeführten Berechnungen erfolgte für KLIMOPASS eine Neuberechnung der Sickerwasserbildung für die Jahre 1951-2010 unter methodischer Aktualisierung auf das neu implementierte Schema zur Beschreibung nutzungsabhängiger Parameter mit witterungsabhängiger Vegetationsperiode.

4.2 GRUNDWASSERSTRÖMUNGSMODELL

Die numerische Berechnung der Grundwasserströmungsverhältnisse erfolgt mit dem Programm MODFLOW des USGS. Dieses Programm arbeitet mit dem Finite-Differenzen Verfahren. Hierzu werden alle vorliegenden Informationen in einem spalten- und zeilenorientiertem Modellnetz abgebildet.

Um die geologischen Verhältnisse zu erfassen, wurde der Untersuchungsraum in 5 vertikale Modellschichten unterteilt. Die Hauptgrundwasserleiter sind der Karst und der Kiesaquifer. Die Trennschichten Molasse und Zementmergel wurden ebenso modelliert wie der auf dem Kiesaquifer aufliegende Torfkörper.

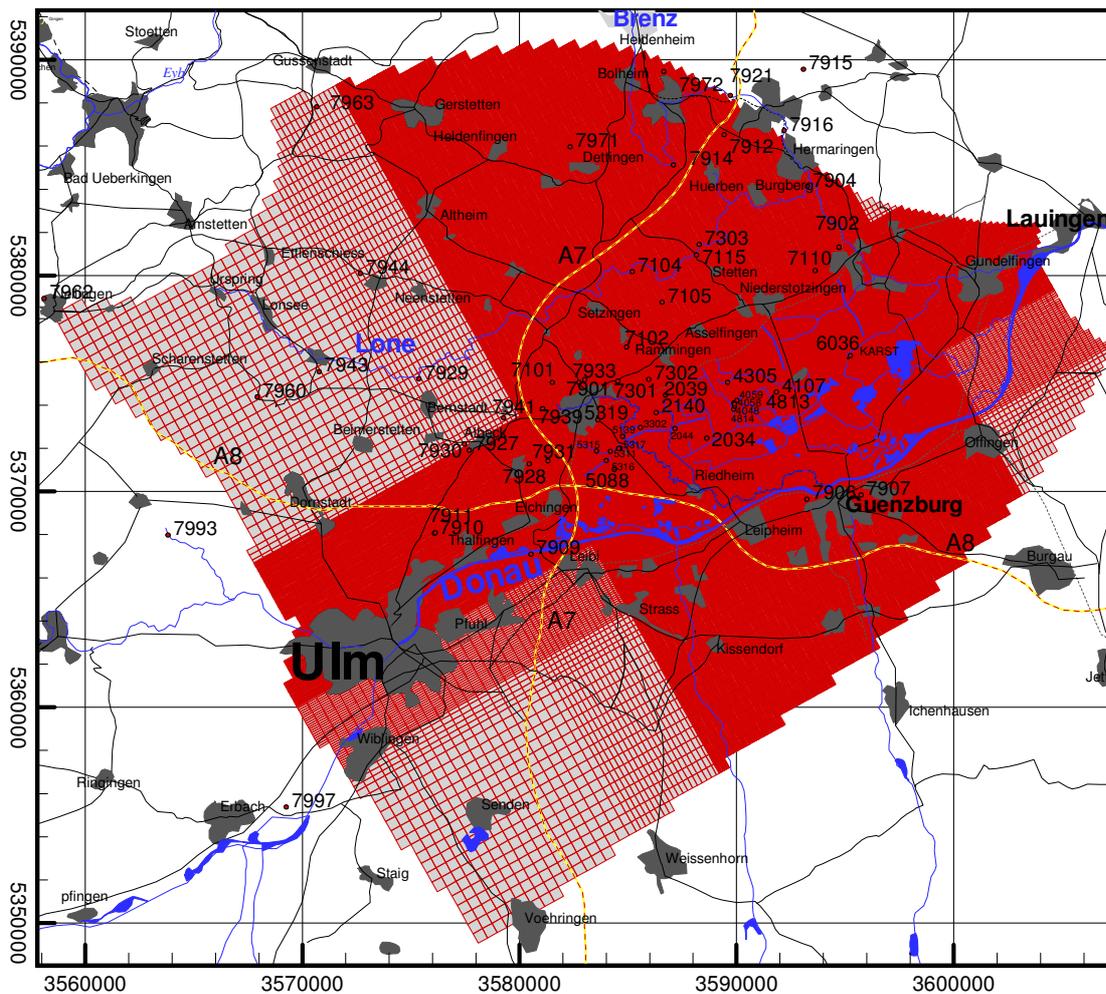


Abb. 4.5: Modellnetz im Karstaquifer.

Horizontal beträgt die maximale Zellgröße im Fernfeld der Fassungen 500 * 500 Meter. Das Modellnetz ist in Abb. 4.5 dargestellt. Im Nahbereich der Fassungen wurde feiner diskretisiert, die Zellgröße ist hier 50 * 50 Meter (Abb. 4.6). In vertikaler Richtung sind die horizontalen Ausdehnungen der Modellzellen über alle Schichten gleich.

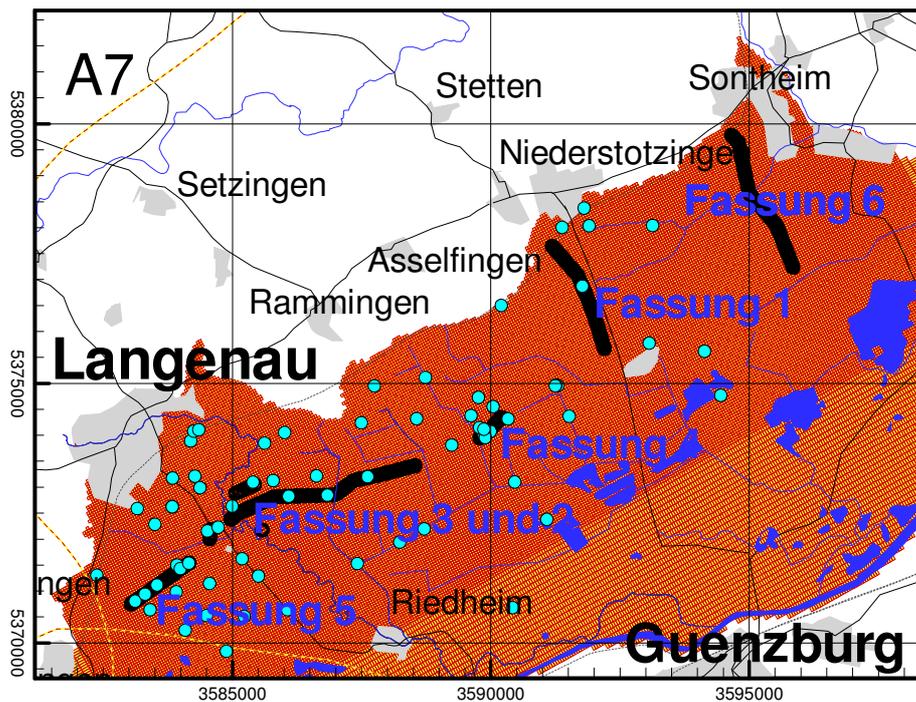


Abb. 4.6: Modellnetz im Kiesaquifer.

Mit diesen so differenzierten geologischen Verhältnissen erfolgt die Berechnung der Grundwasserströmung. Jeder Modellzelle werden ein Grundwasserdurchlässigkeits- und ein Speicherbeiwert zugeordnet. Als Randbedingungen werden Quellen, Oberflächengewässer und Grundwasserentnahmen vorgegeben. Die Grundwasserneubildung wird für jede Modellzelle bestimmt und dem numerischen Modell entsprechend der Zeitschrittsteuerung vorgegeben.

Da das numerische Grundwassermodell Donauried seit Mitte der 90er betrieben und eine Modellanpassung (Kalibrierung) bereits durchgeführt wurde, steht ein einsatzbereites Modellwerkzeug für die Nachbildung der Grundwasserströmung zur Verfügung. Die durchgeführten Arbeiten sind in den kup-Berichten A-132 und A-334 dokumentiert.

In **Abb. 4.7** sind die berechneten und gemessenen Piezometerhöhen exemplarisch für eine Messstelle im Kiesaquifer dargestellt. Die rote Ganglinie zeigt die gemessenen Werte, die grüne die berechneten. Es ist sehr gut zu erkennen, dass die gemessenen Ereignisse über die Jahre sehr gut von der Modellrechnung nachvollzogen werden.

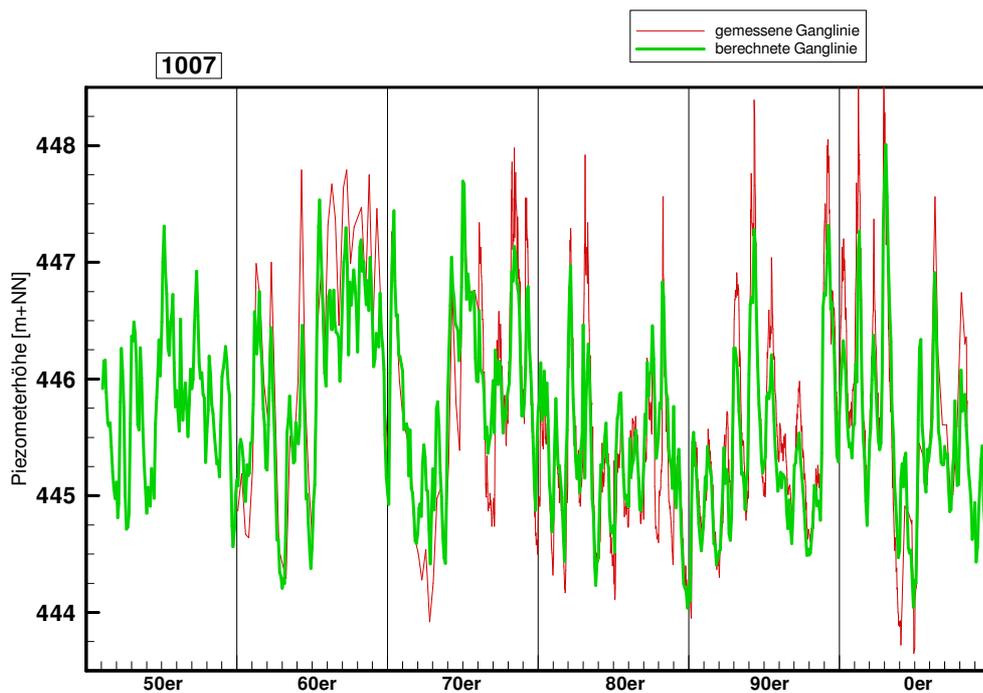


Abb. 4.7: Berechnete und gemessene Piezometerhöhenganglinie an GWM 1007 (129/814-0) mit Verfilterung im Kiesaquifer.

4.3 NITRATEINTRAGSMODELL

Die Bestimmung der Nitratreinträge aus Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung erfolgt durch Kombination von N-Salden Betrachtungen und Simulation mit dem Agrarökosystemmodell Expert-N (Stenger & Priesack, 1999, siehe **Abb.4.8**). Während N-Salden für alle im Projektgebiet relevanten Kulturen berechnet werden können – wobei die ermittelten Stickstoffüberschüsse aufgrund der Wechselwirkung mit anderen Kulturen der Fruchtfolge und Prozessen wie Humuszehrung/-aufbau jedoch nicht unbedingt der tatsächlich ausgewaschenen Stickstoffmenge entsprechen müssen – können erfolgreiche Simulationen mit Expert-N zwar belastbarere Ergebnisse und tiefere Einblicke in einzelne Teilprozesse liefern ⇔ sie sind nach verfügbaren Pflanzenmodellen und Aufwand für Datenerhebung und Durchführung jedoch nur für die nach Flächenanteil wichtigsten Feldfrüchte möglich. Zugleich kommt der Simulation mit dem deterministischen Stickstoffmodell Expert-N für KLIMOPASS insofern zentrale Bedeutung zu, als erst mit seiner Hilfe die in der Vergangenheit beobachtete Variabilität zwischen den Einzeljahren mit jeweils unterschiedlichem Witterungsverlauf sowie die zu erwarteten Änderungen unter künftig veränderten Klimabedingungen beschrieben werden können.

Für beide Ansätze werden Informationen zur gebietstypischen Bewirtschaftung bzw. differenziert nach den für das Projektgebiet charakteristischen Standorten benötigt, etwa zu verabreichten Düngermengen, Zeitpunkt, Form und Aufteilung der Düngergaben, Ernteterminen, Erträgen, Stickstoffgehalten im Erntegut und Verbleib oder Abfuhr von Ernteresten. Idealerweise sollten diese Informationen nicht nur für die aktuelle Bewirtschaftung sondern auch für die Historie verfügbar sein, was in der Praxis jedoch nur für ausgewählte Randbedingungen und/oder nur in Form qualitativer bis allenfalls halb-quantitativer Angaben der Fall ist. Bei der Erhebung der erforderlichen Modelleingangsdaten wurde einerseits auf die zur Landnutzung verfügbaren Informationen aus Satellitendaten, in erster Linie jedoch auf die Agrarstatistik (historische Entwick-

lung und räumliche Verteilung der Anteile der Kulturarten, des Viehbestands und der Ernteerträge) und auf die Expertise der lokalen Landwirtschaftsberater (Saat- und Erntetermine, Erträge und Düngepraxis in Abhängigkeit von Böden und Standortverhältnissen, Verbleib von Ernterückständen) zurückgegriffen.

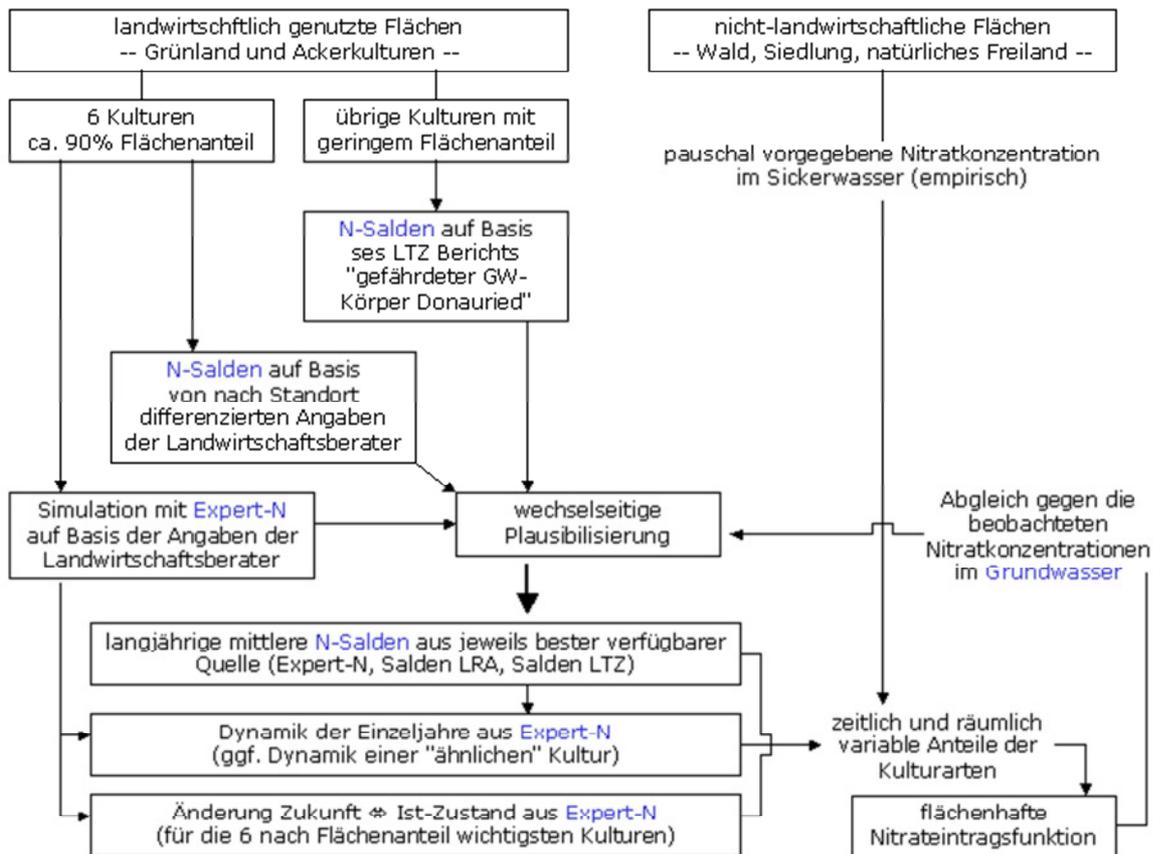


Abb. 4.8: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Berechnung der Nitratsintragsfunktion.

Im Bereich der nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen, in erster Linie sind dies Siedlungen und Wälder, wird von Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf dem Niveau einer natürlichen Hintergrundkonzentration von 10 mg/l ausgegangen, wie sie für Abflüsse aus Waldgebieten durch Messungen belegt ist ⇔ im Fall der anthropogen beeinflussten Siedlungen (↳ Stickstoffemission aus Straßenverkehr und Hausbrand) werden pauschal doppelt so hohe Werte angesetzt (20 mg/l).

4.4 NITRATTRANSPORTMODELL

Basierend auf dem Grundwasserströmungsmodell und dem Nitratsintragsmodell erfolgt der Aufbau des Nitrattransportmodells. Dabei kommt das an die Modellsoftware MODFLOW gekoppelte Transportprogramm MT3DMS zum Einsatz. Es basiert auch auf dem Finite-Differenzen-Ansatz und ermöglicht die Berücksichtigung von advektiven, dispersiven und reaktiven Transportprozessen.

5 Berechnung der Grundwasserneubildung

Zur Berechnung der flächenhaften Grundwasserneubildung aus Niederschlag wurde das Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW verwendet, welches Verdunstung und Sickerwasserbildung ausgehend von den meteorologischen Eingangsdaten auf Basis von Tagesschritten berechnet. Die Neubildungsberechnung für die Vergangenheit erfolgte auf Grundlage der meteorologischen Messdaten ("Stationsdaten") für den Zeitraum 1951 bis 2010 und auf Grundlage der synthetischen WETTREG Re-Analyse für 1971 bis 2000 ("Szenarien für den Ist-Zustand") sowie zu Vergleichszwecken auf Basis der von CEC Potsdam zur Erstellung der WETTREG Szenarien (SPEKAT, A., ENKE, W., KREIENKAMP, F., 2007) verwendeten Zeitreihen ("homogenisierte Reihen"). Für die Abschätzung der zukünftigen Grundwasserneubildung wurden auf Basis des WETTREG Szenarienraums für 2021 bis 2050 ein trockenes, ein mittleres und ein feuchtes Szenario erstellt.

5.1 GRUNDWASSERNEUBILDUNG FÜR DEN IST-ZUSTAND (1951-2010)

Im Sinne einer Fortschreibung und methodischen Aktualisierung früher durchgeführter Berechnungen erfolgte auf den bereits vorhandenen physiographischen Eingangsdaten eine Neuberechnung der Sickerwasserbildung für das KLIMOPASS Projektgebiet. Die methodische Aktualisierung betrifft insbesondere die nunmehr witterungsabhängige Berechnung von Eintrittszeitpunkten der Pflanzenentwicklung (Vegetationsperiode) über Temperatursummen, welche speziell für Untersuchungen zu Fragestellungen des Klimawandels implementiert wurde (Morhard 2009). Damit kann die bereits in den vergangenen Jahren zu beobachtende und bei in Zukunft noch höheren Temperaturen weiter verstärkte Tendenz zu einer saisonal früheren Pflanzenentwicklung (Blattaustrieb, Wachstum von Ackerkulturen etc.), soweit nach vorliegenden Auswertungen möglich, im Modell berücksichtigt werden. Im Sinne einer direkten Vergleichbarkeit der Simulationsergebnisse zwischen Zukunft und Ist-Zustand, wird die gleiche Methodik nunmehr auch für den Ist-Zustand angewendet.

Die Berechnungen beginnen mit dem Jahr 1951, da das Grundwassermodell bei späteren qualitativen Betrachtungen zu einem Zeitpunkt gestartet werden soll, zu dem von einer relativ einheitlichen Nitratkonzentration auf dem natürlichen Hintergrundniveau ausgegangen werden kann und der Simulationszeitraum lang genug sein soll, so dass die für den Ist-Zustand berechneten Konzentrationen im Aquifer nicht mehr von der ungenau bekannten Startrandbedingung abhängen, sondern nur von der für die Vergangenheit abgeleiteten Eintragsfunktion (vollständiger Wasseraustausch).

Als nicht ganz unproblematisch erweist sich die (aufgrund des erst in den Nachkriegsjahren schrittweise erfolgten Ausbaus des DWD Messnetzes) in den 50er-Jahren noch vergleichsweise geringe Stationsdichte. So stehen für den aufgrund seiner kleinräumigen Variabilität und hohen Sensitivität für die Sickerwasserbildung besonders wichtigen Parameter Niederschlag im nördlich der Donau gelegenen Teil des Modellgebietes "Oberjura" (vgl. **Abb. 4.2**) ab 1951 erst neun Stationen zur Verfügung, ab 1961 sind es 40. Der nördlich der Donau gelegene Teil des KLIMOPASS Projektgebietes, in welchem die für das Donauried relevante Grundwasserneubildung erfolgt, wird von fünf Stationen mit Messung ab 1951 eingekreist. Ab 1961 liegen etwa 15 Stationen innerhalb oder knapp außerhalb dieses nördlichen Teils des Projektgebietes (**Abb. 5.1**). Für den südlich der Donau gelegenen Teilbereich sind in den 50er-Jahren noch gar keine Niederschlagsdaten verfü-

bar, ab 1961 ist mit rund zehn Stationen eine gute Abdeckung vorhanden. Hier nimmt die Grundwasserneubildung für den Karstaquifer in Folge der Molasseüberdeckung nur geringe Werte an und kann in hinreichender Genauigkeit als stationäres langjähriges Mittel angesetzt werden.

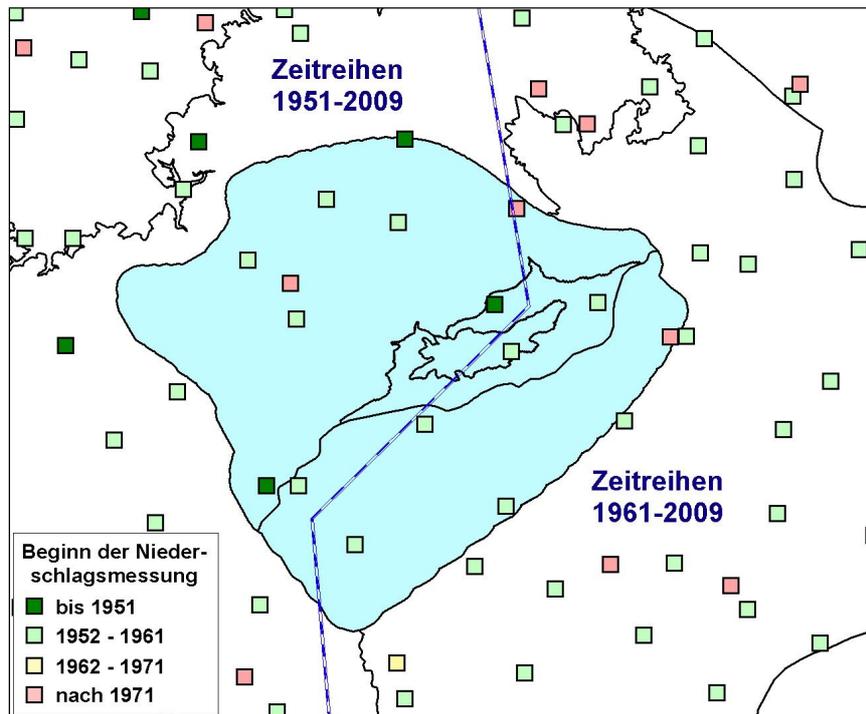


Abb. 5.1: Niederschlagsstationen und Beginn der Zeitreihen.

Für den südlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets sind die berechneten Sickerwassermengen damit erst ab 1961 belastbar. Für den nördlich der Donau gelegenen Teil, für welchen in Monatschritten aufgelöste Ergebnisse von Interesse sind, ergab ein Abgleich der räumlichen Verteilung der Mittelwerte für die einzelnen Dekaden eine akzeptable Übereinstimmung zwischen dem für die 50er-Jahre bzw. in den folgenden Dekaden erkennbaren Verteilungsmuster. Die etwas zu hohen Niederschläge entlang der Donau und zu geringe Werte am bereits außerhalb des Projektgebietes gelegenen Albtrauf, durch räumliche Glättung in Folge der geringen Stationsdichte, stellen unschöne Details dar, welche einer Verwendung der berechneten Zeitreihen für die Startphase der Modellläufe des Grundwassermodells jedoch nicht abträglich sind (vgl. Kap. 4.2, **Abb. 4.7**).

Die Bereitstellung der Sickerwasserbildung als oberer Randbedingung für das numerische Grundwassermodell erfolgte in Form von Monatssummen im 250 m Raster. Für die graphische Darstellung und detaillierte Auswertungen zu den Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts wurde die Simulation auch auf dem für das Projektgebiet vorliegenden Datensatz mit Vektorgeometrien variabler räumlicher Auflösung durchgeführt.

In **Tab. 5.1** sind die langjährigen mittleren Jahreswerte der Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts (1951-2010) zusammengestellt. Neben den über das gesamte Projektgebiet gemittelten Werten sind jene für den nördlich (Einzugsgebiet des Donaurieds) und südlich der Donau gelegenen Teil angegeben. Weiterhin erfolgt für den nördlichen Teil eine separate Angabe für die Teilgebiete, in welchen der Grundwasserleiter oberflächennah als Karst- (Alb), Kies- oder Torfaquifer (Donauried) ausgebildet ist. Die angegebenen Sickerwasserraten sind als Nettogröße zu verstehen und bereits um einen möglichen kapillaren Aufstieg bereinigt. Finden in einem Teilbereich in den trockenen Zeiten des Jahres 50 mm kapillarer Aufstieg statt und über den Rest des Jahres hinweg eine abwärtsgerichtete Wasserbewegung von in der Summe 200 mm, so würde

die Sickerwassermenge zu 150 mm angegeben. Wie aus der Tabelle ersichtlich wird, spielt kapillarer Aufstieg nur im Bereich des Donaurieds eine nennenswerte Rolle. Die Sickerwasserbildung, die bei weitgehendem Fehlen von Abflusskomponenten, welche nicht dem Karst- oder Lockergesteinsaquifer zuzusickern, unmittelbar der Grundwasserneubildung entspricht, ist im Bereich des Karstaquifers (Schwäbische Alb) bei höherem Niederschlag und geringerer Wasserkapazität der Böden naturgemäß höher als in den übrigen Teilbereichen. Die Verdunstung fällt auf der Schwäbischen Alb nicht zuletzt deshalb vergleichsweise gering aus, weil die dort weit verbreiteten geringmächtigen Böden wenig Wasser zu speichern vermögen und die Verdunstung in den Sommermonaten dort häufig durch die begrenzte Wasserverfügbarkeit eingeschränkt wird. Unter der Bilanzgröße "Direktabfluss" wird neben dem Direktabfluss von versiegelten Flächenanteilen (Siedlungen) auch die Netto-Bilanz aus Niederschlag und Verdunstung auf Wasserflächen subsummiert.

Tab. 5.1: Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts (1951-2010).

Region	Fläche [km ²]	Temp	Prec	KapAuf	ETA	Qdir	Sick
	1443.7	7.9	797.0	10.1	522.7	36.8	238.0
Nord	945.0	7.8	807.3	5.5	509.6	31.3	266.9
Karst	777.0	7.7	822.7	2.1	501.7	33.3	288.2
Kies	126.4	8.1	736.8	17.3	542.0	28.9	166.3
Torf	41.6	8.0	734.9	33.2	559.4	0.8	175.1
Süd	498.7	8.1	777.5	18.8	547.5	47.1	183.3

Temp = Lufttemperatur, Prec = Niederschlag, KapAuf = kapillarer Aufstieg, ETA = aktuelle Verdunstung, Qdir = Direktabfluss von versiegelten Flächenanteilen, Sick = Sickerwasserbildung unterhalb der durchwurzelten Bodenzone

In der kartographischen Darstellung wird deutlich, dass auch innerhalb der zuvor ausgewiesenen Teilbereiche eine nicht unerhebliche Variabilität der räumlichen Verteilung zu verzeichnen ist. Während die Grundwasserneubildungsraten im Bereich des Kies- und Torfaquifers zumeist zwischen 150 und 250 mm/a liegen, werden am Fuß der Alb unter auf Löß entwickelten Böden teilweise weniger als 150 mm/a erreicht. Zu den höheren Lagen der Alb hin steigt die Sickerwasserbildung mit den Niederschlägen an und erreicht am Rand des Projektgebietes 400 - 500 mm, mitunter auch 500 - 600 mm (**Abb. 5.4**). Die Niederschläge selbst nehmen von der Donau über die Albfläche mit der Höhe von 720 auf 1000 mm/a zu, ebenso steigen sie von der Donau ausgehend nach Süden hin an, wo am Rand des Projektgebiets 800 bis 850 mm erreicht werden (**Abb. 5.2**). Auf eine Darstellung der ebenfalls der Geländehöhe folgenden Temperaturverteilung kann angesichts der geringen Spannweite von 7.2 bis 8.5 °C verzichtet werden.

In auffälliger Weise ist die Verdunstung im Bereich des Donaurieds und im südlichen Teil des Projektgebietes höher (mithin die Wasserversorgung der Pflanzen besser) als auf der Schwäbischen Alb. Ursache sind die bereits erwähnten, auf der Alb im besten Fall mittel-, häufig auch geringmächtigen Böden, welche vergleichsweise wenig Wasser zu speichern vermögen. Allgemein paust sich in der Verdunstungskarte in starkem Maße die Wasserkapazität der Böden durch (**Abb. 5.3**).

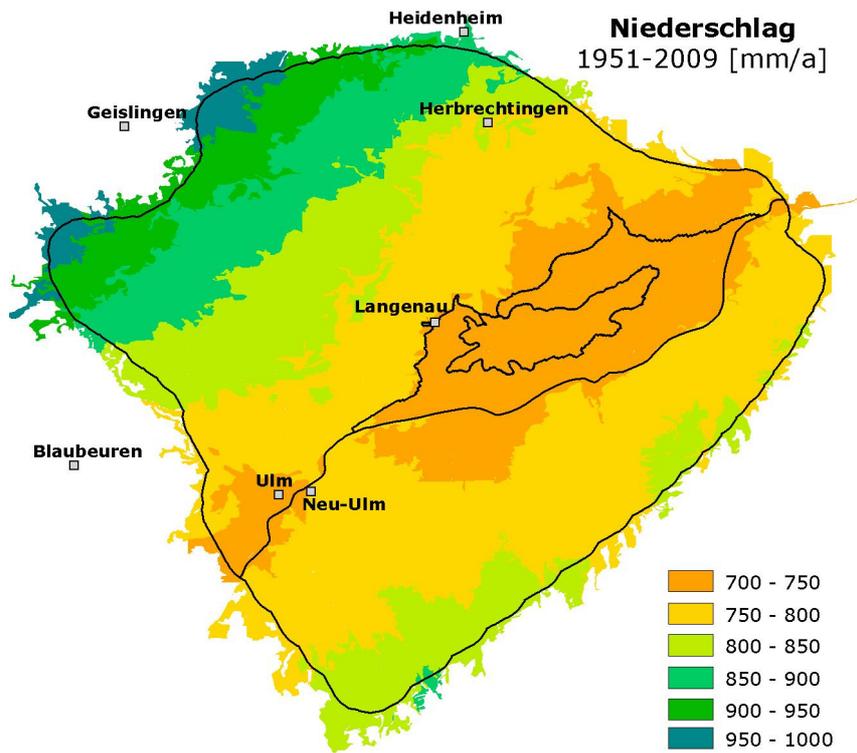


Abb. 5.2: Mittlerer Jahresniederschlag (1951-2010).

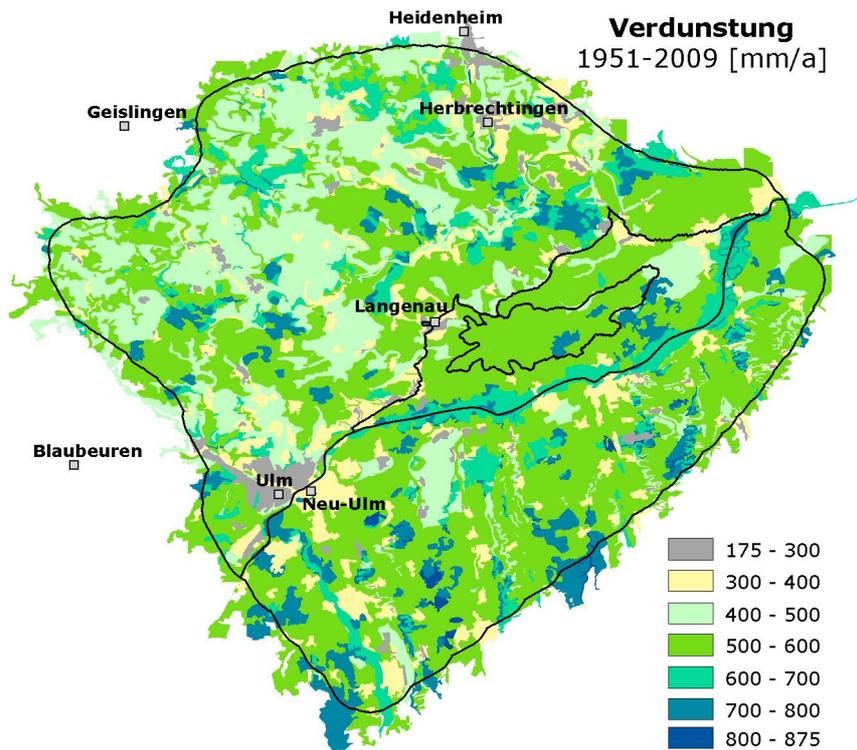


Abb. 5.3: Mittlere aktuelle Verdunstung (1951-2010).

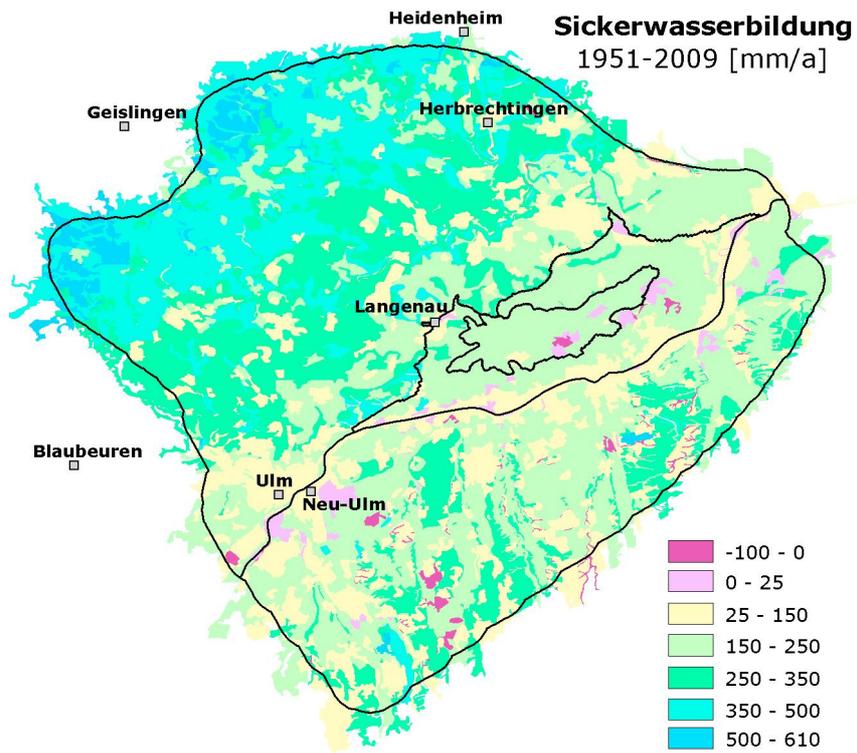


Abb. 5.4: Mittlere Sickerwasserbildung (1951-2010).

5.2 AUSWAHL VON KLIMASZENARIEN

5.2.1 ÜBERBLICK

Grundlage für die Untersuchungen zur künftigen Entwicklung der Nitratbelastung im Grundwasser Donaurieds sind die als Eingangsdaten für das Bodenwasserhaushaltsmodell (flächendetaillierte Berechnung der Grundwasserneubildung) und das Agrarökosystemmodell (Stickstoffauswaschung) verwendeten Klimaszenarien. Grundsätzlich kommt dafür eine nahezu unüberschaubare Anzahl inzwischen vorliegender Klimaprojektionen in Frage (Abb. 5.5), welche den einschlägig bekannten Vergleichen zufolge eine weite Bandbreite teils auch widersprüchlicher Klimasignale ausweisen. Während die erwartete Erhöhung der Lufttemperatur als aus den Globalmodellen übernommene Größe in der Mehrzahl der Modellketten einen sehr ähnlichen und über größere Regionen hinweg einheitlichen Anstieg aufweist, ergeben sich insbesondere beim Niederschlag, als der für Sickerwasserbildung wie Pflanzenwachstum am stärksten sensitiven meteorologischen Randbedingung, sehr deutlich Unterschiede. Dabei kommen neben Globalmodell und Emissionsszenario auch spezifische Besonderheiten der Regionalmodelle zum Ausdruck, welche eingesetzt werden, um die aus den globalen atmosphärischen Zirkulationsmodellen nur als überregionale Mittelwerte vorliegenden Projektionen in räumlich hinreichend aufgelöste Verteilungen zu überführen (*down-scaling*).

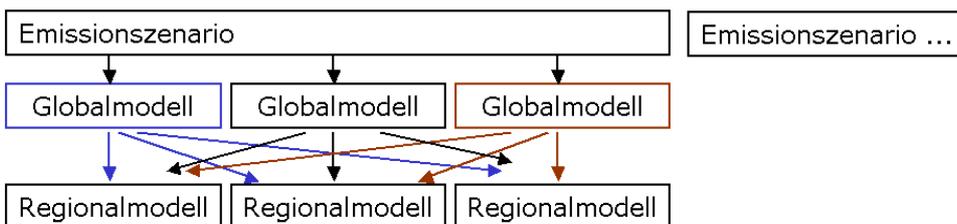


Abb. 5.5: Schematische Darstellung der Modellketten für regionale Klimaszenarien.

Erschwerend kommt hinzu, dass nicht alle über die Modellketten von Emissionsszenario, Global- und Regionalmodell abgeleiteten Klimaprojektionen plausible räumliche Verteilungen und / oder zeitliche Abfolgen von Perioden unterschiedlicher Witterung liefern, wobei die Szenariendaten in unterschiedlichen Regionen oder innerhalb der gleichen Region für verschiedene enthaltene Parameter mehr oder weniger überzeugend ausfallen können. So wurde ausgehend von der jeweils gleichen Kombination aus Emissionsszenario und Globalmodell im Vergleich der Regionalmodelle CLM, REMO, WETTREG und STAR für das Land Sachsen das Modell WETTREG als am ehesten überzeugend eingeschätzt (Michael, 2009), da es regionale Besonderheiten der räumlichen Niederschlagsverteilung am besten nachzeichnet (u.a. Lee-Effekte am Nordrand des Erzgebirges), wenngleich es einen gegenüber dem Globalmodell zu geringen Temperaturanstieg unterstellt. Auch im Kooperationsvorhaben KLIWA (KLIWA 2009) wurden bislang die WETTREG Szenarien favorisiert. Der in einer Untersuchung für das Hessische Ried gefundene Einwand einer zu geringen Kumulation über- bzw. unterdurchschnittlich feuchter Zeiträume konnte durch eigene Untersuchungen (Morhard 2009) an den Standorten Würzburg und Isny nicht bestätigt werden. Vielmehr konnte eine gute Übereinstimmung zur Ausprägung der im Ist-Zustand beobachteten Feucht- und Trockenperioden attestiert werden. Während die von den dynamischen Regionalmodellen CLM und REMO generierten Niederschlagsverteilungen in zahlreichen Regionen durch eine deutliche Verschiebung gegen die aus den Beobachtungsdaten regionalisierten, stark mit dem Relief korrelierten Verteilungsmuster auffallen und zwingend einer Bias-Korrektur unterzogen werden sollten, damit etwa im Bereich der Ostalb die höchsten Niederschläge tatsächlich am Albtrauf und die geringsten entlang der Donau verzeichnet werden und nicht mit irgendeinem räumlichen Versatz gegen diese topographisch begründeten Linien, können die Ergebnisse der statistischen Mo-

delle (WETTREG, STAR) zumeist ohne weitere Zwischenschritte regional ausgewertet und als Eingangsdaten für nachgeordnete Modelle verwendet werden.

Insofern die gängigen Emissionsszenarien und anerkannten Globalmodelle für die künftige Klimaentwicklung keine einheitliche Aussage liefern, sondern eine Bandbreite möglicher Entwicklungen vorgeben und bislang keines der verfügbaren Regionalmodelle als das eindeutig überzeugendste identifiziert werden konnte, sollten Aussagen zu den Folgen des Klimawandels nicht nur auf einzelne regionale Klimaprojektionen gestützt werden. Stattdessen ist die Betrachtung ganzer Ensembles von Klimaprojektionen angebracht, was in der Praxis aufgrund der Vielzahl in Frage kommender Szenarien und des mitunter hohen Rechenaufwandes jedoch nicht immer durchführbar ist.

Für KLIMOPASS wurde die Verwendung der aktuell vom Deutschen Wetterdienst zusammengestellten Klimaprojektionen angedacht, welche ausgehend von dem weder übermäßig optimistischen noch allzu pessimistischen Emissionsszenario A1B ein Kollektiv von 19 Kombinationen aus acht Läufen von vier unterschiedlichen Globalmodellen und zehn Regionalmodellen umfassen wird. Deren Ergebnisse sollen auf ein einheitliches 5 x 5 km Raster übertragen werden und eine einheitliche Basis für Untersuchungen zur deutschen Anpassungsstrategie bilden. Da mit einer Bereitstellung von Tageswerten aller für die vorliegende Arbeit zur Nitratentwicklung im Donauried benötigten Parameter jedoch nicht vor 2012 gerechnet werden kann, entfällt die Möglichkeit, sich in der laufenden Untersuchung bereits auf dieses Ensemble von Klimaprojektionen zu stützen.

Stattdessen wird im Rahmen der vorliegenden Untersuchung der aus zehn Realisationen bestehende Szenarienraum der auf Basis ECHAM5/A1Berzeugten WETTREG-2006Szenarien verwendet. Die Entscheidung zugunsten WETTREG-2006, statt der neueren Version WETTREG-2010, fiel aufgrund der aus dem länderübergreifenden Kooperationsvorhaben KLIWA vorhandenen umfangreichen Erfahrungen mit den WETTREG-2006 Daten, welche einerseits die Plausibilität dieser Szenarien belegen und zugleich die für das Donauried durchgeführten Untersuchungen leichter zu in den KLIWA Teilprojekten gewonnenen Erkenntnissen in Bezug setzen lassen.

Da der WETTREG-2006 Szenarienraum selbst eine Bandbreite mehr oder weniger trockener bzw. feuchter Realisationen umfasst, wobei für jede Dekade insgesamt 200 Modelljahre vorliegen, ist davon auszugehen, dass die von WETTREG-2006 aufgespreizte Bandbreite zumindest einen Teil der Variabilität abdeckt, wie sie aus den mittleren Klimasignalen der gängigen Kombinationen aus Global- und Regionalmodellen resultiert.

5.2.2 AUSWAHL VON SZENARIEN AUS DEM WETTREG-2006 SZENARIENRAUM

Der WETTREG-2006 Szenarienraum umfasst für jede Dekade zehn Realisationen, wobei jede Realisation für eine Dekade (z.B. 2021-2030) aus zwanzig Modelljahren (20 x 365 Tageswerte) besteht. Bei allenfalls geringen Unterschieden der weitgehend durch das Globalmodell vorgegebenen Lufttemperatur im Bereich von ein oder zwei zehntel Grad Celsius unterscheiden sich die einzelnen Realisationen in erster Linie durch die Höhe der Niederschläge. Simulationsläufe nachgeordneter Modelle können entweder unter Verwendung des gesamten Szenarienraumes erfolgen und die Ergebnisse statistisch ausgewertet werden, etwa auf den für die Zukunft erwarteten Mittelwert aus allen Realisationen oder Perzentile bestimmter Eintrittswahrscheinlichkeit oder es können bereits vorab Zeitfenster aus den WETTREG Szenarien ausgewählt werden, welche besonders trocken / besonders feucht sind oder möglichst gut das mittlere Niveau aller Realisationen treffen. Für

die zuletzt angeführte Variante werden mit WETTREG-2006 bereits aus den pro Dekade verfügbaren 200 Modelljahren ausgewählte 10-jährige Zeitfenster bereitgestellt. Diese erwiesen sich nach einer vorab durchgeführten Prüfung jedoch im KLIMOPASS Projektgebiet nicht immer als ihrer Bezeichnung entsprechend, d.h. die "normale" Variante einer Dekade kann gegenüber dem Mittelwert aller Realisationen überraschend feucht sein und im Einzelfall die "feuchte" Sequenz sogar trockener als die "mittlere".

Für die vorliegende Arbeit wurde eine Methodik entwickelt, mit welcher aus den WETTREG-2006 Szenarien über die Dekadengrenzen hinweg fortlaufende Zeitreihen erzeugt werden können, welche einem bestimmten Perzentil (Rang) innerhalb der von den Realisationen aufgespannten Bandbreite trocken / feucht entsprechen.

Nachdem die Simulation von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung mit GWN-BW für alle WETTREG Realisationen (je Dekade: 10 x 20 Modelljahre) durchgeführt wurde, kann die Auswahl von Szenarien für das numerische Grundwassermodell statt anhand des Niederschlags auf der Sickerwasserbildung als der für das Grundwassermodell maßgeblichen Eingangsgröße erfolgen.

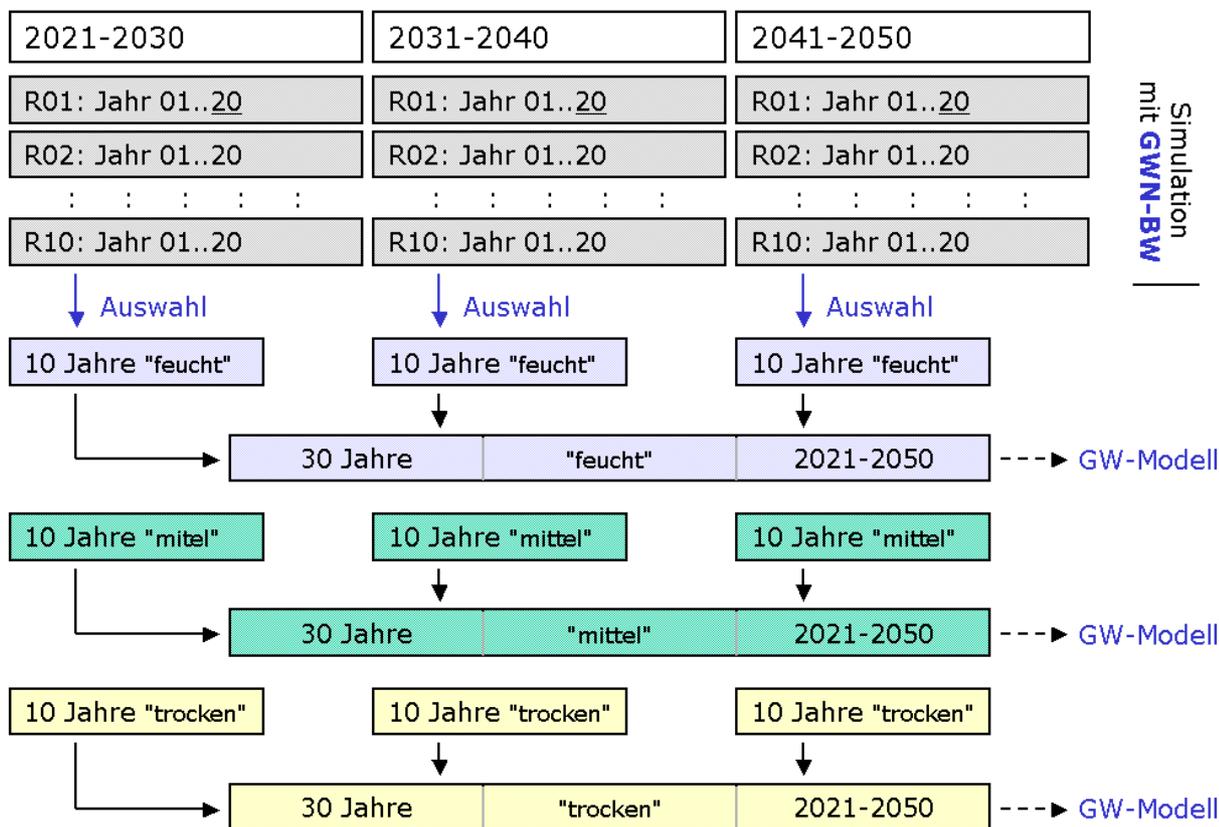


Abb.5.6: Vorgehensweise bei der Erstellung von Grundwasserneubildungsszenarien auf Grundlage von WETTREG-2006 Klimaszenarien.

Nachfolgend wird die in **Abb. 5.6.** dargestellte Vorgehensweise bei der Erstellung von Grundwasserneubildungsszenarien auf Grundlage von WETTREG-2006 Klimaszenarien beschrieben:

- Aus den zehn jeweils 20 Jahre umfassenden Realisationen für jede Dekade wurden 10-jährige Zeitfenster ausgewählt, welche das mittlere, das feuchte und das trockene Szenario darstellen.

- Kriterium ist die Sickerwasserbildung im nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes (Modellgebiet des Grundwassermodells zzgl. eines 2km-Buffers).
- Betrachtet wurde die Sickerwasserbildung in Bewirtschaftungsjahren, welche am ersten Oktober beginnen und Ende September enden – diese Einteilung erfolgt im Vorgriff auf die Simulation der Nitratauswaschung, für welche eine solche Einteilung bei mitunter schon im Oktober einsetzender Sickerwasserbildung zweckmäßiger ist, als das klassische hydrologische Jahr. In einer 20 Jahre umfassenden WETTREG Realisation finden sich damit je 10 Sequenzen von zehn aufeinanderfolgenden Bewirtschaftungsjahren:

[Okt/Jahr01 - Sep/Jahr11], [Okt/Jahr02 - Sep/Jahr12], ..., [Okt/Jahr10 - Sep/Jahr20]

d.h. für jede Dekade erfolgt die Auswahl aus 100 möglichen Sequenzen

Anmerkung: die ersten neun und letzten drei Monate jeder Realisation, d.h. 1/20 des Szenarienraumes werden nicht in die Auswertung einbezogen → diesen Luxus können wir uns in Anbetracht des umfänglichen WETTREG Szenarienraumes leisten; ein Zusammensetzen der letzten drei (Okt-Dez) und ersten neun (Jan-Sep) Monate zu einem zusätzlichen, jedoch mit einem Bruch des Witterungsverlaufes behafteten Bewirtschaftungsjahr würde keine nennenswert andere Stichprobe ergeben und die ausgewählten Sequenzen würden praktisch identische Kennwerte aufweisen; der leicht eingeschränkte Szenarienraum wurde deshalb gegenüber einer möglichen Verwendung von zusammengesetzten Jahren mit nicht konsistentem Witterungsverlauf bei der anschließenden Simulation der Nitratauswaschung als das kleinere methodische Defizit angesehen ⇔ sollten im weiteren Projektverlauf andere Klimaprojektionen mit nur einer einzigen 10-jährigen Realisation je Dekade verwendet werden, müsste die Vorgehensweise angepasst werden

- Auswahlkriterium für die Sequenz "mittel" war neben dem Mittelwert der Sickerwasserbildung auch die Variabilität zwischen den zehn in der Sequenz enthaltenen Einzeljahren (mittlere absolute Abweichung der Einzeljahre vom 10-jährigen Mittelwert). Gleichwohl weicht die mittlere Sickerwasserbildung der als "mittel" ausgewählten Sequenz um maximal 1.2 mm vom Mittelwert aller ausgewerteten Zeitfenster ab. Da in einer Dekade auftretende positive Abweichungen teilweise durch negative Abweichungen in einer der anderen Dekaden ausgeglichen werden können, weicht der Mittelwert der drei zu einem Szenario "mittel" verketteten Sequenzen über 30-jährige Perioden um maximal 0.4 mm vom Mittelwert aller in Frage kommenden Zeitfenster ab.
- Auswahlkriterium für die Sequenzen „trocken“ und „feucht“ war der 10-jährige Mittelwert der Sickerwasserbildung. Dabei wurden nicht die trockenste und feuchteste Sequenz ausgewählt, sondern die Sequenzen auf den Perzentil-Rängen p10 und p90.

Hintergrund: ein Vergleich zwischen der Simulation auf Basis der "homogenisierten Reihen" (Stationsdaten 1971-2000) und den WETTREG Realisationen für den Ist-Zustand zeigt, dass die Spannweite zwischen den aus dem "realen Ist-Zustand" (30 Jahre = 20 Sequenzen von zehn aufeinander folgenden Bewirtschaftungsjahren) und den Realisationen (3 x 200 Jahre = 3 x 100 Sequenzen) abgeleiteten Perzentile p10/p90 eine gleich weite Streuung aufweisen ⇔ für extremere Perzentile streut die ungleich größere Stichprobe der Realisationen stärker als die beobachtete Realität

- Die Auswahl erfolgte außer für die "nahe Zukunft" 2021-2050 auch für die "ferne Zukunft" 2071-2100 und auf den Realisationen für den Ist-Zustand (1971-2000). Für die Simulation mit dem Grundwassermodell werden nur die Szenarien für die nahe Zukunft verwendet ⇔ die Auswahl für den Ist-Zustand dient der Überprüfung dahingehend, inwieweit die ausgewählten Sequenzen in der Lage sind, den historischen Verlauf zu reproduzieren.
- Die für jede Dekade ausgewählten 10-jährigen Sequenzen 'mittel', 'trocken' und 'feucht' wurden zu jeweils einem 30-jährigen Szenario für die Perioden 1971 - 2000 und 2021 - 2050 zusammengesetzt. Das Bewirtschaftungsjahr beginnt jeweils mit dem Oktober des Vorjahres, die Szenarien decken also den Zeitraum <01.10.1970 - 30.09.2000> und <01.10.2020 - 30.09.2050> ab.

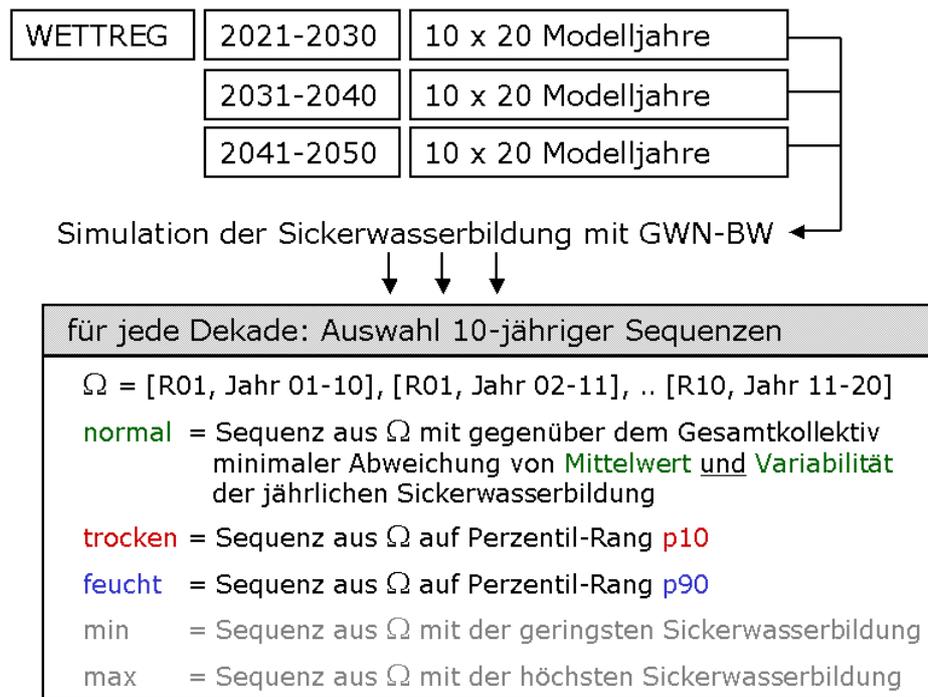


Abb. 5.7: Kriterien für die Szenarienauswahl Grundwasserneubildung.

5.2.3 VALIDIERUNG DERSZENARIENDATEN FÜR DEN IST-ZUSTAND (1971-2000)

Von entscheidender Bedeutung für die Vertrauenswürdigkeit von Klimaszenarien ist die Fähigkeit des verwendeten Regionalmodells, auf Basis der im Maßstab der Globalmodelle aus dem beobachteten Ist-Zustand abgeleiteten Eingangsgrößen das im regionalen Maßstab beobachtete Klima des Ist-Zustands zu simulieren. Vereinfacht ausgedrückt: es ist anhand des Ist-Zustands zu überprüfen, wie zuverlässig das "down-scaling" funktioniert. In WETTREG-2006 liegen dazu neben den zehn Realisationen für jede Dekade der Zukunft auch jeweils zehn mit dem Szenariengenerator erzeugte Realisationen für die Dekaden 1961-2000 vor. Im vorliegenden Fall erfolgte die Prüfung der Zuverlässigkeit, mit welcher der Szenariengenerator das beobachtete Klima resimuliert, anhand der 30-jährigen Bezugsperiode 1971-2000. Insgesamt liegen als Eingangsdaten für die Simulation der Sickerwasserbildung im Ist-Zustand drei Eingangsdatensätze vor:

(1) Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes.

Die an den einzelnen Stationen aufgezeichneten Messdaten können Lücken aufweisen und decken häufig nur einen Teil des Bezugszeitraums ab, da mitunter Stationen aufgegeben oder neue Stationen eingerichtet wurden.

(2) "Homogenisierten Reihen", welche von CEC Potsdam als Grundlage für die Erzeugung der WETTREG Szenarien verwendet wurden.

Dieser Datensatz enthält einen beachtlichen Teil aber keineswegs alle vom DWD betriebenen Stationen. In der Regel handelt es sich um die Stationen mit langjährigen Messreihen, mitunter fehlen aber auch langjährig betriebene Stationen und gelegentlich wurden die Aufzeichnungen dicht benachbarter Stationen zu einer Reihe zusammengeführt. Alle Zeitreihen wurden mit Hilfe eines Lückenschlussverfahrens (Regionalisierung aus Beobachtungen umliegender Stationen) vervollständigt. Teilweise wurden auch mehr oder weniger lange Abschnitte der vom DWD erfassten Messwerte einer absoluten oder prozentualen Korrektur unterzogen, um Konsistenz zur zeitlichen Entwicklung an den Nachbarstationen oder zum großräumigen Verteilungsmuster

herzustellen. Weiterhin wurde die vom DWD erfasste Windstärke in Werte der Windgeschwindigkeit umgerechnet, wozu aber nicht die offizielle Beaufort-Skala der WMO verwendet wurde.

(3) Zehn mit dem WETTREG Szenariengenerator erzeugte Realisationen.

Wie in früheren Untersuchungen festgestellt wurde (Morhard 2009), unterscheiden sich bereits die auf Basis der original DWD Stationsdaten bzw. auf Grundlage der "homogenisierten Reihen" berechneten Sickerwassermengen. Als Ursache konnte neben der abweichenden Anzahl von Stationen – welche vor allem beim Niederschlag zu erheblichen lokalen Differenzen führen kann – auch die in den homogenisierten Reihen systematisch höhere Windgeschwindigkeit identifiziert werden, welche überraschender Weise im Widerspruch zu der von CEC Potsdam für die Umrechnung angegebenen Formel steht, welche gegenüber der Beaufort-Skala eigentlich systematisch geringere Windgeschwindigkeiten liefern müsste. Die tatsächlich gegenüber Umrechnung nach der offiziellen Beaufort-Skala zu hohen Windgeschwindigkeiten führen zu einer erhöhten Verdunstung und in der Folge geringeren Sickerwassermenge. Weiterhin erweisen sich die vom WETTREG-Szenariengenerator erzeugten Niederschläge in weiten Teilen Süddeutschlands als nicht allzu deutlich aber doch etwas zu niedrig.

Im KLIMOPASS Projektgebiet werden auf Basis der original DWD Stationsdaten bzw. auf Grundlage der "homogenisierten Reihen" für den als Neubildungsgebiet für das Donauried relevanten, nördlich der Donau gelegenen, Teil trotz mehrerer im CEC Datensatz fehlender Stationen nahezu identische Niederschläge berechnet. Diese werden auch von den zehn Realisationen für die Jahre 1971-2000 nahezu exakt reproduziert. Südlich der Donau fällt in den synthetischen Szenariendaten für den Ist-Zustand 3.6 % weniger Niederschlag als im Bezugszeitraum tatsächlich beobachtet wurde, wobei der weitaus größere Teil dieses Fehlbetrages bereits auf die reduzierte Anzahl von Stationen (oder Korrekturen) in den homogenisierten Reihen zurückgeht (-3.1 %).

Tab. 5.2: Niederschlag und Sickerwasserbildung auf Basis von WETTREG-2006 und original Stationsdaten.

DWD Stationsdaten

Region	Temp	Prec	Sick
	[°C]	[mm/a]	[mm/a]
gesamt	7.9	794.0	236.4
Nord	7.8	801.3	262.6
Karst	7.7	816.3	284.2
Kies	8.1	732.3	160.5
Torf	8.1	729.9	168.1
Süd	8.2	780.3	187.0

Homogen. / Stationsdaten

Prec	Sick
[%]	[%]
-1.0	-5.1
0.0	-3.0
0.3	-1.9
-1.5	-10.5
-1.4	-16.3
-3.1	-10.8

Homogenisierte Reihen

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	8.1	785.8	224.3
Nord	8.0	801.6	254.7
Karst	7.9	819.1	278.8
Kies	8.4	721.2	143.8
Torf	8.4	720.0	140.6
Süd	8.3	755.9	166.8

Real.1971 / Homogen.

Prec	Sick
-0.3	-2.2
-0.2	-2.2
-0.4	-2.6
0.6	0.9
0.8	4.2
-0.5	-2.3

Realisationen 1971-2000

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	8.0	783.2	219.4
Nord	7.8	799.8	249.2
Karst	7.8	815.8	271.6
Kies	8.2	725.3	145.1
Torf	8.2	725.9	146.6
Süd	8.2	751.9	162.9

Real.1971 / Stationsdaten

Prec	Sick
-1.4	-7.2
-0.2	-5.1
-0.1	-4.4
-1.0	-9.6
-0.6	-12.8
-3.6	-12.9

Realisationen 2021-2050

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	8.8	764.9	200.9
Nord	8.7	781.2	231.6
Karst	8.6	797.4	255.2
Kies	9.1	706.5	125.6
Torf	9.1	706.1	111.6
Süd	9.0	734.1	142.7

Real. 1971/ 2021 "Klimasignal"

Prec	Sick
-2.3	-8.4
-2.3	-7.1
-2.3	-6.0
-2.6	-13.4
-2.7	-23.8
-2.4	-12.4

Ungleich größer fallen demgegenüber die Abweichungen bei den simulierten Sickerwassermengen aus. So liefert die WETTREG Re-Simulation im nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes 5.1 % weniger Sickerwasser als die Simulation auf Basis der original Stationsdaten, im südlich der Donau gelegenen Teil sogar 12.9 %. Auch in diesem Fall geht der größere (im Norden) bis überwiegende (südlich der Donau) Teil der Fehlbeträge bereits auf die als Eingangsdatensatz für den Szenariengenerator verwendeten "homogenisierten Reihen" zurück, deren Niveau vom Szenariengenerator mit maximal einem halben Prozent zu geringem Niederschlag und 2.25 % zu geringer Sickerwassermenge überzeugend reproduziert wird.

Wie bereits zuvor angeführt, können die Unterschiede zwischen den auf Basis der original Stationsdaten und den auf Grundlage der WETTREG Re-Simulation für den Ist-Zustand berechneten Sickerwassermenge nicht auf eine einzelne Ursache zurückgeführt werden. Im KLIMOPASS Projektgebiet sind unter den fünf für das Bodenwasserhaushaltsmodell benötigten meteorologischen Parametern in drei Fällen mehr oder weniger relevante Abweichungen zwischen DWD Stationsreihen und synthetischen WETTREG Daten festzustellen. Dabei ist die Anzahl der in den Datensätzen enthaltenen Stationen ein Faktor:

- So liegt an der Station Heidenheim eine Zeitreihe der Windstärke vor; diese Station ist in den WETTREG Szenarien aber nicht als Klimastation (sondern nur mit einer Zeitreihe des Niederschlags) enthalten.

- Beim Niederschlag sind zahlreiche vom DWD über nahezu den gesamten Zeitraum 1971-2000 betriebene Stationen nicht in WETTREG enthalten:
 - Gerstetten, Gerstetten-Dettingen und Breitingen(auf der Alb),
 - die bis September 1996 betriebene Station Neu-Ulm,
 - im Bereich des Kiesaquifers die Station Günzburg,
 - Senden, Ichenhausen-Autenried und Aislingen/Gloett (südlich der Donau),
 - umgekehrt enthalten die WETTREG Datensätze eine Station Jettingen-Scheppach welche nicht als DWD Station bekannt ist,
 - zuletzt kann auch die gegenüber den vom DWD angegebenen Stammdaten um jeweils rund 3 km verschobene Lage der Stationen Gundelfingen (Donau), Burgau und Weißenhorn (Südrand des Projektgebietes) zu abweichenden Interpolationsergebnissen führen.
- Die Sonnenscheindauer wurde in Laichingen erst ab 1994 erfasst, bei den für die Jahre 1971-1993 vorliegenden Werten der 'homogenisierten Reihe' muss es sich um aus den Beobachtungen der umliegenden Stationen abgeschätzte Ersatzwerte handeln. Umgekehrt wird die Sonnenscheindauer seit Juli 1981 auch an der Station Heidenheim aufgezeichnet und nimmt dort mit ca. 1350 Stunden (an den übrigen Stationen im Projektgebiet 1650 ~ 1690 Stunden) eine besonders geringe Jahressumme an. In den WETTREG Datensätzen ist diese Station nicht als Klimastation enthalten.

Während abweichende Gebietsmittel bei Niederschlag und Sonnenscheindauer in erster Linie auf die in den WETTREG Datensätzen geringere Anzahl von Stationen zurückgehen (bei der Sonnenscheindauer auch darauf, dass Zeitreihen für einige Messorte vollständig aus Beobachtungen an Nachbarstationen "ergänzt" wurden), kommen bei der Windgeschwindigkeit systematische Unterschiede zwischen den original Stationsreihen und den als Grundlage für die Erzeugung der WETTREG Szenarien verwendeten homogenisierten Reihen hinzu (siehe **Tab. 5.3**). Dabei sind die in den homogenisierten Reihen angegebenen und von den Szenarien reproduzierten Windgeschwindigkeiten nicht an allen aber den meisten Stationen höher, als die gemäß Beaufort-Skala aus den Beobachtungsreihen der Windstärke berechneten Werte und (sofern an der jeweiligen Station Messungen der Windgeschwindigkeit vorliegen) höher als die von DWD gemessenen Windgeschwindigkeiten. Die nach Beaufort-Skala aus der Windstärke abgeleiteten Windgeschwindigkeiten stimmen demgegenüber an den beiden Stationen, an denen beide Größen erfasst werden, gut mit gemessenen Windgeschwindigkeiten überein.

Tab. 5.3: *Windgeschwindigkeit an den Stationen im Projektgebiet.*

Station	Tageswerte	CEC [m/s]	Bft → m/s	DWD [Bft]
Dillingen	10958	2.0	2.2	1.8
Laichingen	10774	2.7	2.7	2.1
Stötten	10931	4.9	4.4	2.9
Ulm	10958	2.8	2.1	1.8

Station	Tageswerte	CEC [m/s]	DWD [m/s]
Stötten	10958	4.9	4.5
Ulm	10958	2.8	2.2

Wie zuvor angeführt, sind im KLIMOPASS Projektgebiet für drei der fünf für das Bodenwasserhaushaltsmodell benötigten meteorologischen Parametern deutliche Abweichungen zwischen DWD Stationsreihen und synthetischen WETTREG Daten festzustellen, wobei die Unterschiede zum weit überwiegenden Teil

bereits auf die bei der Erzeugung der Szenarien verwendeten Eingangsdaten zurückgehen. Temperatur und Luftfeuchtigkeit stimmen demgegenüber sehr eng überein. Die Sonnenscheindauer weicht in Folge der in WETTREG nicht enthaltenen Station Heidenheim im nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes um gut 100 Stunden pro Jahr, im südlich der Donau gelegenen Teil um 60 Stunden pro Jahr ab. Gleichwohl schlagen sich diese um vier bis sechs Prozent höheren Werte in einer maximal drei Prozent höheren Globalstrahlung und einer unter den im Projektgebiet herrschenden Klimabedingungen weniger als einem halben Prozent geringeren Sickerwassermengen nieder. Die Unterschiede bei Niederschlag und Windgeschwindigkeit kommen je nach Teilgebiet in unterschiedlicher Weise zum Tragen: so gehen im nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes bei identischem Niederschlag (+0.4 mm/a) von der auf Basis der homogenisierten Reihen um 7.9 mm/a (3.0 Prozent) zu geringen Sickerwassermenge 6.9 mm auf die um 0.6 m/s höhere Windgeschwindigkeit zurück und nur 0.8 mm auf die gut 100 Stunden höhere Sonnenscheindauer und in der Folge 3.3 W/m² höhere Globalstrahlung. Südlich der Donau kommt der um 24.3 mm/a (3.1 Prozent) geringere Niederschlag als Faktor hinzu, auch dort würden aber bereits allein in Folge der zu hohen Windgeschwindigkeit gut 8 mm zu wenig Sickerwasserbildung berechnet. Über die Teilbereiche des Projektgebietes hinweg beläuft sich das aus der zu hohen Windgeschwindigkeit resultierende Defizit der berechneten Sickerwassermenge unter den anzutreffenden Klimabedingungen und dem sich daraus ergebenden Verhältnis von Niederschlag und (zu hoher) Verdunstung auf 2.5 bis 4.5 Prozent. Die in den WETTREG Datensätzen fehlenden Niederschlagsstationen bleiben im Bereich des Karstaquifers ohne Einfluss, während sie die berechnete Sickerwassermenge im Bereich des Kiesaquifers und südlich der Donau um etwa sechs Prozent reduzieren.

Unabhängig von den jeweiligen Ursachen (abweichende Stationsdichte, Unterschiede zwischen WETTREG Eingangsdaten und original Stationsreihen oder Artefakte des Szenariengenerators), können die genannten Differenzen zwischen Simulationsergebnissen auf Grundlage der synthetischen WETTREG Realisationen und der original Stationsdaten bei der Interpretation klimabedingter Änderungen nicht außer Acht gelassen werden. In allen Teilen des Projektgebietes liegen diese Abweichungen zwischen tatsächlich beobachtetem und re-simuliertem Ist-Zustand in der gleichen Größenordnung wie das für die nahe Zukunft 2021-2050 ausgewiesene Klimasignal (Unterschied zwischen den Realisationen 2021-2050 und jenen für den Ist-Zustand). Würden die für die Zukunft simulierten Grundwasserneubildungsraten direkt zu den tatsächlichen der Vergangenheit in Bezug gesetzt, würde der Effekt des Klimawandels um knapp den Faktor 2 überschätzt. Während dieser Problematik für Aussagen zur erwarteten Änderung der Grundwasserneubildung (und eventuell auch noch der Nitratauswaschung) dadurch begegnet werden kann, dass statt auf Absolutbeträge stets nur auf die relativen Änderungen zwischen den Szenarien für die Zukunft und den Szenarien aus der Re-Simulation für den Ist-Zustand Bezug genommen wird, kommt eine solche Vorgehensweise für das numerische Grundwassermodell nicht mehr in Betracht. Einerseits kann ein solches Modell auf systematisch höhere oder geringere Neubildungsraten nicht-linear reagieren, wenn etwa bei hohem Grundwasserstand ein verstärkte Drainage über Abzugsgräben, Quellen und Oberflächengewässer erfolgt (zehn Prozent mehr oder weniger Neubildung bedeuten nicht "10 Prozent höhere oder geringere Grundwasserstände"), andererseits setzen Auswertungen beispielsweise zum Anschluss des Torfköpers an den Grundwasserkörper eine korrekte Beschreibung des absoluten Niveaus und nicht nur relativer Änderungen voraus. Zuletzt ist ein Bezug auf einen synthetischen, von der real beobachteten Historie abweichenden Ist-Zustand mit 600 Modelljahren für den Zeitraum 1971-2000 oder selbst auf ein ausgewähltes Szenario "mittel" mit korrektem mittlerem Niveau und korrekter Variabilität der Einzeljahre aber einem von den bekannten Feucht- und Trockenperioden abweichenden Witterungsverlauf den Akteuren der Wasserwirtschaft vergleichsweise schwer zu vermitteln.

Neben dem Abgleich der auf Grundlage der WETTREG Re-Simulation berechneten Sickerwassermengen gegen die auf Basis der original Stationsdaten berechneten Werte (mit denen das Grundwassermodell die beobachteten Grundwasserstände zuverlässig simuliert) und den aus den festgestellten Abweichungen zu ziehenden Konsequenzen, ist weiterhin von Interesse, inwiefern das Klimasignal durch den zuvor beschriebenen Auswahlprozess mit Reduktion auf drei Szenarien "mittel", "trocken" und "feucht" gegenüber jenem gesamten WETTREG Szenarienraums verfälscht wird. Ein solcher Abgleich ist naturgemäß nur für die als "mittel" ausgewählten Szenarien möglich. Interessanter Weise werden statt der gemäß dem Auswahlprozess erwarteten Übereinstimmung auf ± 0.5 mm auf Basis der zu einer 30-jährigen Reihe verketteten Sequenzen "mittel" im Ist-Zustand wie in der Zukunft 3-4 mm mehr Sickerwasserbildung berechnet als im Mittel aus den für die drei Dekaden des jeweiligen Betrachtungszeitraums separat vorliegenden zehn je zwanzig Modelljahre umfassenden Realisationen. Ursache ist die nach dem Zusammenfügen der für die einzelnen Dekaden ausgewählten Zeitscheiben zu einem 30-jährigen Szenario nur noch einmal zu Beginn dieser 30 Jahre erfolgende Initialisierung der Speicherfüllung (mit den Mittelwerten zum 31.12. der Jahre 1971-2000) wohingegen diese Initialisierung bei Simulation auf dem gesamten Szenarienraum vor jeder 20 Jahre umfassenden Realisation erfolgt, bis zum Beginn der für die Dekade ausgewählten 10-Jahres Sequenz aber eine durch weitere Modelljahre beeinflusste Speicherfüllung erreicht wird. Weitere Faktoren können die Reduktion des Szenarienraumes beim Übergang von Kalender- auf Bewirtschaftungsjahre und die Verschiebung der Initialisierung vom Jahreswechsel auf den 01.10. sein. Ungeachtet der daraus resultierenden, gegenüber dem Mittelwert aus dem gesamten WETTREG Szenarienraum in Ist-Zustand wie Zukunft gleichermaßen etwas zu hohen Sickerwasserbildung ist entscheidend, dass die ausgewählten Szenarien "mittel" in dem als Neubildungsgebiet für das Langenauer Donauried relevanten nördlich der Donau gelegen Teil des Projektgebietes mit einer für die nahe Zukunft gegenüber dem Ist-Zustand erwarteten Abnahme der Sickerwasserbildung um 7.0 % das gleiche Klimasignal beschreibt, wie es im Mittel aus allen WETTREG Realisationen hervorgeht (-7.1 %). Dass die Szenarien "mittel" um 1.7 % mehr Sickerwasser liefern als das gegenüber dem Simulationsergebnis auf Basis der original Stationsdaten ohnehin um 5.1 % zu trockene Gesamtkollektiv aller Realisationen bleibt insofern ohne Bedeutung, als der Problematik des absoluten Niveaus ohnehin in einem separaten Schritt (vgl. Abschnitt zur Bias-Korrektur) begegnet wird.

Tab. 5.4.: Lage der ausgewählten Szenarien "mittel" im Gesamtkollektiv aller WETTREG-2006 Realisationen.

Szenario "mittel" 1971-2000				"mittel" / 10 Realisationen		
Region	Temp [°C]	Prec [mm/a]	Sick [mm/a]	Temp [°C]	Prec [%]	Sick [%]
gesamt	7.9	785.5	222.8	-0.1	0.3	1.6
Nord	7.8	805.0	253.3	0.0	0.7	1.7
Karst	7.7	822.8	275.9	-0.1	0.9	1.6
Kies	8.2	722.3	148.2	0.0	-0.4	2.1
Torf	8.2	724.3	151.3	0.0	-0.2	3.3
Süd	8.1	748.6	164.9	0.0	-0.4	1.2

Szenario "mittel" 2021-2050

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	9.0	764.6	206.8
Nord	8.9	777.3	235.5
Karst	8.8	791.8	258.0
Kies	9.2	710.8	134.7
Torf	9.2	710.0	121.1
Süd	9.1	740.6	152.5

"mittel" / 10 Realisationen

Temp	Prec	Sick
0.2	0.0	3.0
0.2	-0.5	1.7
0.2	-0.7	1.1
0.2	0.6	7.3
0.2	0.6	8.5
0.2	0.9	6.8

Änderung 2021-2050 / 1971-2000

"Klimasignal"

Temp	Prec	Sick
1.1	-2.7	-7.2
1.1	-3.4	-7.0
1.1	-3.8	-6.5
1.0	-1.6	-9.1
1.0	-2.0	-20.0
1.0	-1.1	-7.5

5.2.4 BIAS-KORREKTUR FÜR DIE MIT WETTREG SIMULIERTE SICKERWASSERBILDUNG

Wie im vorigen Abschnitt erläutert wurde, sollte die aus synthetischen Szenariendaten berechnete Grundwasserneubildung als Randbedingung für das numerische Grundwassermodell keine systematische Abweichung von dem auf Grundlage von original Stationsdaten ermittelten Niveau aufweisen. Für KLIMOPASS wird die bei der Re-Simulation des Ist-Zustands 1971-2000 festgestellte Differenz deshalb trotz der moderaten Unterschiede von im Mittel über das gesamte nördlich der Donau gelegene Neubildungsgebiet wenig mehr als 5 % für den Mittelwert aus allen WETTREG Realisationen und 3.5 % für das ausgewählte Szenario "mittel" mit Hilfe einer Bias-Korrektur beseitigt.

Tab. 5.5: *Bias der aus WETTREG-2006 berechneten Sickerwasserbildung gegenüber dem Ergebnis aus original Stationsdaten.*

Region	Stat. Reihen	WETTREG	Bias	"mittel"	Bias
Gesamt	236.4	219.4	-7.2	222.8	-5.8
Nord	262.6	249.2	-5.1	253.3	-3.5
Karst	284.2	271.6	-4.4	275.9	-2.9
Kies	160.5	145.1	-9.7	148.2	-7.7
Torf	168.1	146.6	-12.8	151.3	-10.0
Süd	187.0	162.9	-12.9	164.9	-11.8

Da sowohl Windgeschwindigkeit als auch Niederschlag für die Abweichungen verantwortlich sind und weitere Eingangsdaten lokal ebenfalls Bedeutung erlangen können, erfolgt die Korrektur konsequenter Weise nicht auf den WETTREG Daten sondern auf der auf Grundlage der WETTREG Daten simulierten Sickerwasserbildung. Da weiterhin der Auswahlprozess mit Verkettung 10-jähriger Zeitfenster aus den in WETTREG-2006 für jede Dekade separat vorliegenden Realisationen zu 30-jährigen Reihen für die Jahre 1971-2000 bzw. 2021-2050 sowie der Übergang von Kalender- auf Bewirtschaftungsjahre einen Teil der Abweichung wieder kompensieren (und das Grundwassermodell für die Zukunft mit gleichermaßen ausgewählten Szenarien zu je 30 Bewirtschaftungsjahren rechnen soll), werden die Korrekturfaktoren aus dem Vergleich zwischen dem für den Ist-Zustand ausgewählten Szenario "mittel" und dem Simulationsergebnis auf Basis der original Stationsdaten festgelegt. Die Korrektur erfolgt prozentual entsprechend **Abb. 5.8**, rechts unten.

Wie die folgenden Karten illustrieren (**Abb. 5.8**), zeigen die Abweichungen zwischen den ausgehend von den original Stationsdaten und auf Grundlage der WETTREG Szenarien regionalisierten Niederschlägen ein Verteilungsmuster mit deutlichen auf im WETTREG Datensatz fehlende oder räumlich verschobene Niederschlagsstationen zurückzuführenden Effekten, welche sich auf die auf den beiden Datengrundlagen berechneten Sickerwassermengen durchpausen. Während die durch das Szenario "mittel" gegebene Sickerwasserbildung mit Ausnahme einzelner von ohnehin nur überschlägig abschätzbarem Kapillaraufstieg beeinflusster Flächen in allen Teilen des Projektgebiets auch kleinräumig gut mit dem Mittelwert aus dem gesamten WETTREG Szenarienraum (600 Modelljahre) übereinstimmt, erreichen die Fehlbeträge gegenüber dem Simulationsergebnis auf Basis der Stationsdaten im südlich der Donau gelegene Teil örtlich 20 bis mehr als 30 Prozent. Weniger deutlich aber gleichwohl flächenhaft ausgeprägt sind Fehlbeträge zwischen 5 und 20 Prozent im Bereich des Kies- und Torfaquifers und in den tiefer gelegenen Bereichen der Albfläche.

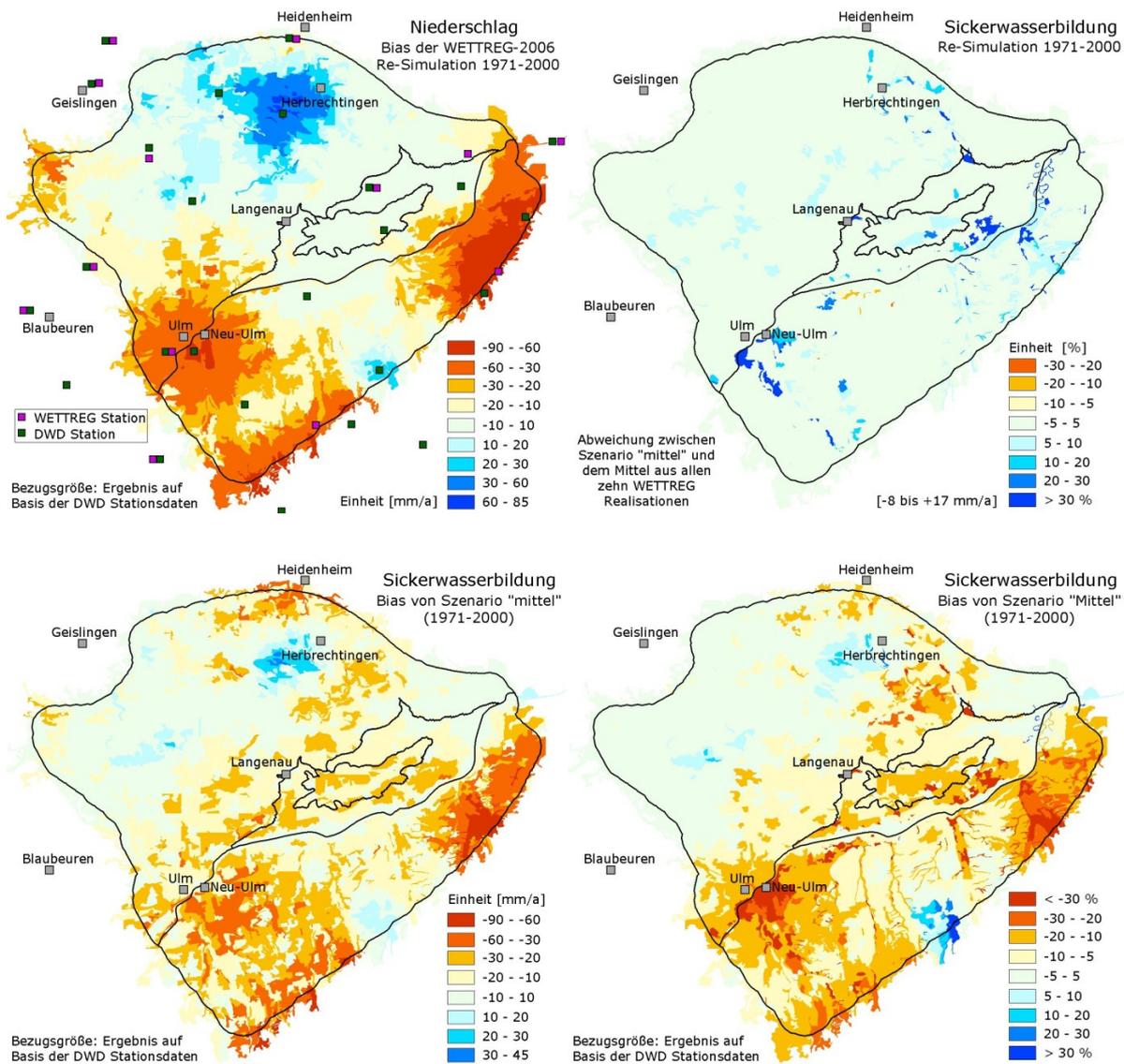


Abb. 5.8: Bias der WETTREG-2006 Szenarien gegenüber Simulation auf Basis der original Stationsdaten.

Links oben: Niederschlagsdifferenz zwischen regionalisierter WETTREG-2006 Re-Simulation und regionalisierten Beobachtungsdaten. Rechts oben: Abweichung der mit dem ausgewählten Szenario „mittel“ berechneten Sickerwasserrate von der mittleren Sickerwasserrate aller WETTREG-Realisationen. Links unten: Differenz der mit dem ausgewählten Szenario „mittel“ berechneten Sickerwasserrate und der mit Beobachtungsdaten berechneten Sickerwasserrate. Rechts unten: Abweichung der mit dem ausgewählten Szenario „mittel“ berechneten Sickerwasserrate von der mit Beobachtungsdaten berechneten Sickerwasserrate.

5.3 SZENARIEN FÜR DIE NAHE ZUKUNFT 2021-2050

Insofern Berechnungen mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell für den gesamten WETTREG-2006 Szenarierraum und darüber hinaus auch für die auf ECHAM4/B2 basierenden WETTREG-2003 Szenarien durchgeführt wurden, lassen sich Aussagen zur erwarteten Änderung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung sowohl auf Basis aller zehn Realisationen als auch auf Grundlage der für Ist-Zustand und nahe Zukunft ausgewählten Sequenzen „Normal“, „Trocken“ und „Feucht“ vornehmen. Dabei sollen im Folgenden zunächst die zuletzt angeführten, als Antriebsdaten für das Grundwassermodell ausgewählten Szenarien im Vordergrund stehen. Bei den in den untenstehenden Tabellen angegebenen Werten handelt es sich jeweils um die Simulationsergebnisse auf Basis der ausgewählten WETTREG Szenarien ohne die erst vor der Eingabe in das Grundwassermodell für die Sickerwassermengen durchgeführte Bias-Korrektur. Auf die ausgewiesenen relativen Änderungen bleibt dies ohne Auswirkung.

Tab. 5.6: *Ausgewählte Klimaszenarien für die nahe Zukunft 2021-2050.*

1971-2000 Szenario „Normal“

Region	Temp	Prec	Sick
	[°C]	[mm/a]	[mm/a]
gesamt	7.9	785.5	222.8
Nord	7.8	805.0	253.3
Karst	7.7	822.8	275.9
Kies	8.2	722.3	148.2
Torf	8.2	724.3	151.3
Süd	8.1	748.6	164.9

Klimasignal „Normal“

2021-2050 Szenario „Normal“

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	9.0	764.6	206.8
Nord	8.9	777.3	235.5
Karst	8.8	791.8	258.0
Kies	9.2	710.8	134.7
Torf	9.2	710.0	121.1
Süd	9.1	740.6	152.5

[°C]	[%]	[%]
Temp	Prec	Sick
1.1	-2.7	-7.2
1.1	-3.4	-7.0
1.1	-3.8	-6.5
1.0	-1.6	-9.1
1.0	-2.0	-20.0
1.0	-1.1	-7.5

2021-2050 Szenario „Trocken“

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	8.9	733.3	178.3
Nord	8.8	748.8	207.9
Karst	8.7	763.9	230.6
Kies	9.1	678.9	107.3
Torf	9.1	677.5	89.9
Süd	9.1	703.9	122.2

Klimasignal „Trocken“

Temp	Prec	Sick
1.0	-6.7	-20.0
1.0	-7.0	-17.9
1.0	-7.2	-16.4
0.9	-6.0	-27.6
1.0	-6.5	-40.6
1.0	-6.0	-25.9

2021-2050 Szenario „Feucht“

Region	Temp	Prec	Sick
gesamt	8.8	783.1	230.5
Nord	8.7	799.3	262.8
Karst	8.6	816.7	288.0
Kies	9.1	719.2	150.3
Torf	9.1	719.1	133.2
Süd	9.0	752.2	169.2

Klimasignal „Feucht“

Temp	Prec	Sick
0.9	-0.3	3.4
0.9	-0.7	3.7
0.9	-0.7	4.4
0.9	-0.4	1.4
0.9	-0.7	-12.0
0.9	0.5	2.6

Gegenüber dem für den Ist-Zustand 1971-2000 ausgewählten Szenario „Normal“, welches die mittlere Sickerwasserbildung aller Realisationen der WETTREG Re-Simulation repräsentiert, erhalten wir eine durch drei Szenarien aufgespannte Bandbreite für die in der nahen Zukunft 2021-2050 als Folge des Klimawandels erwartete Veränderung. Szenario "mittel" beschreibt dabei in sehr guter Näherung die Änderung, wie sie im Mittel aus allen WETTREG Realisationen (600 Modelljahre) zu erwarten ist. Die Szenarien „Trocken“ und „Feucht“ repräsentieren das 10- bzw. 90 % Perzentil der von den WETTREG Szenarien aufgespannten Bandbreite der Sickerwasserbildung. Alle drei Szenarien basieren auf einem Temperaturanstieg von einem Grad. Als mittlerer Erwartungswert für die in der nahen Zukunft 2021-2050 stattfindende Sickerwasserbildung im Einzugsgebiet des Donaurieds ergibt sich eine gegenüber dem Ist-Zustand 1971-2000 moderate Abnahme von rund 7 %. In der trockenen Variante nimmt die Grundwasserneubildung demgegenüber um knapp 18 % ab, in der Variante feucht bleibt sie gegenüber dem Ist-Zustand bei einer Zunahme von drei bis vier Prozent nahezu unverändert. Das nach WETTREG-2006 auf Basis des Globalmodells ECHAM5/A1B zu erwartende Klimasignal lässt sich damit zu der Feststellung verdichten, dass die Neubildungsraten der nahen Zukunft im besten Fall auf dem Niveau des Ist-Zustandes 1971-2000 liegen werden, eine moderate Abnahme um fünf bis zehn Prozent zu erwarten und im schlimmsten Fall eine solche von knapp 20 Prozent zu befürchten ist.

Der in Folge des Klimawandels erwarteten Veränderung zwischen ± 0 und -20 % steht eine auch unter stabilen Klimabedingungen übliche Variabilität im Bereich von ± 15 % gegenüber. Der Klimawandel wirkt sich somit in quantitativer Hinsicht in erster Linie dahingehend aus, dass in naher Zukunft nicht mit einer Zunahme der langjährigen mittleren Sickerwasserbildung zu rechnen ist. Stattdessen ist mit Neubildungsraten zu

rechnen, welche im günstigsten Fallauf etwa mittlerem bislang beobachtetem Niveau, im ungünstigsten Fall dauerhaft auf dem Niveau der Jahre 1989 - 1993 oder der ersten Hälfte der 70er-Jahre liegen.

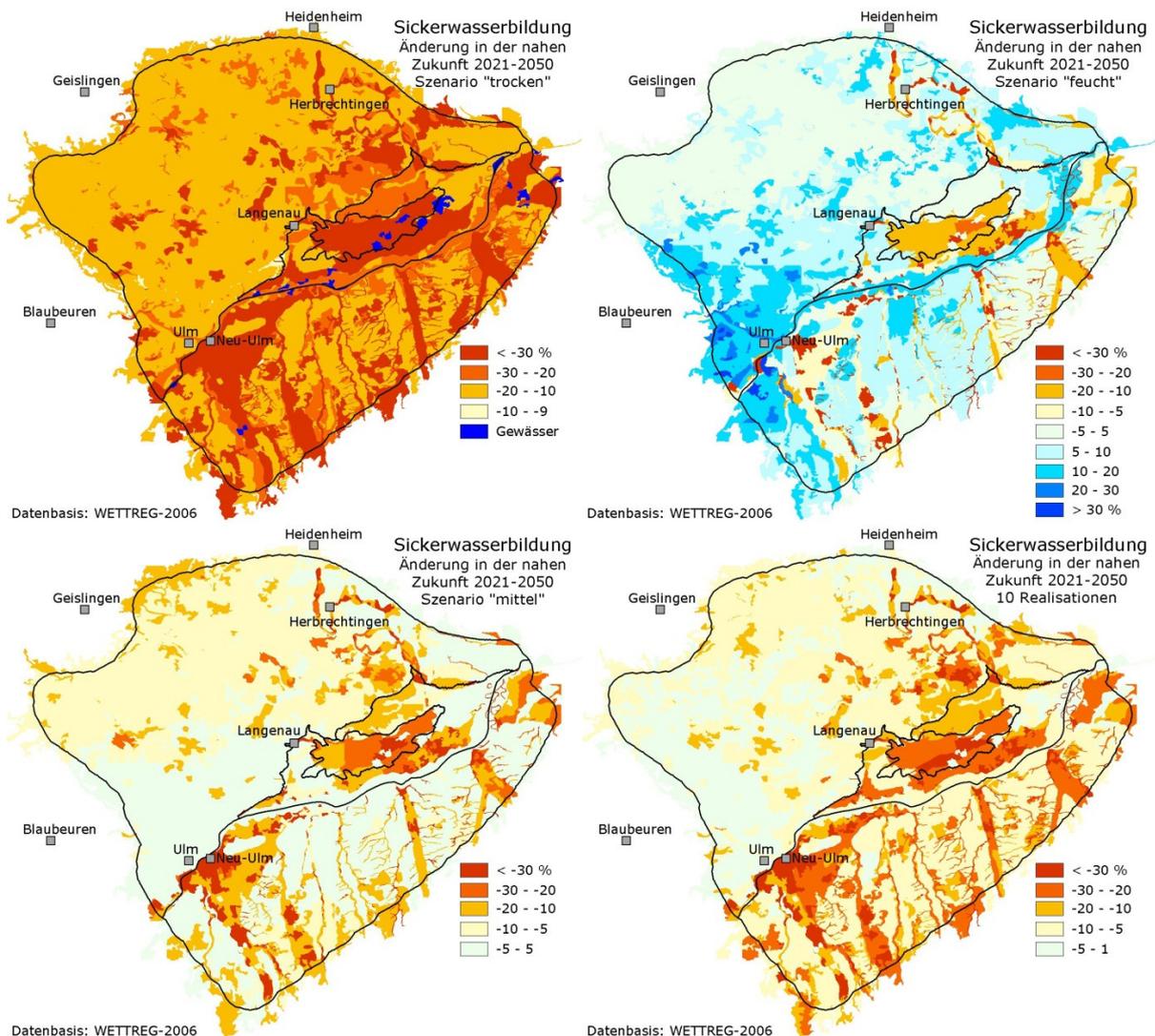


Abb. 5.9: Sickerwasserbildung der Szenarien "mittel", „Trocken“ und „Feucht“ und Mittel aus allen WETTREG-2006 Realisationen.

Hinzuweisen bleibt auf die im Vergleich zu den auf der Alb gelegenen Teilen des Einzugsgebiets stärkere relative Abnahme der Sickerwasserbildung im Bereich des Torf- und Kiesaquifers (Abb. 5.9 und Tab.5.6). Weiterhin fällt auf, dass im Szenario "mittel" die Abnahme der Niederschläge in den höheren Lagen mit 5.0 bis 7.5 % deutlicher ausfällt als an der Donau und im südlichen Teil des Projektgebietes ($\pm 2.5\%$). Wenn zuletzt im Szenario „Feucht“ bei höherer Temperatur und praktisch unveränderten, minimal abnehmenden Jahresniederschlägen eine gegenüber dem Ist-Zustand etwas höhere Sickerwasserbildung resultiert, deutet dies bereits auf ein weiteres Charakteristikum des für die nahe Zukunft erwarteten Klimasignals hin: eine Verschiebung der Niederschläge vom Sommer- in das Winterhalbjahr.

Abschließend soll auf die Veränderung der innerjährlichen Verteilung der Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts eingegangen werden. Als Darstellungsform haben sich Ringdiagramme bewährt, welche die absoluten Bilanzgrößen [mm], ihre absolute [mm] oder relative [%] Änderungen in Kreissegmenten darstellen. Der äußere Ring enthält zwölf Felder für die Kalendermonate Januar-Dezember, ein mittlerer Ring stellt die

Werte für das hydrologische Sommer- und Winterhalbjahr, das zentrale Feld den mittleren Jahreswert bzw. dessen Änderung dar. Zur besseren Vergleichbarkeit wird die Einfärbung der beiden inneren Ringe im Fall absoluter Werte auf die Zeitschrittweite der außen dargestellten Kalendermonate normiert.

Eine erste Serie solcher Ringdiagramme zeigt die Änderung der Lufttemperatur (**Abb. 5.10**), welche im Projektgebiet gleichmäßig über den gesamten Jahresverlauf hinweg ein halbes Grad unter dem landesweiten Mittel für Baden-Württemberg liegt. Das Klimasignal für die nahe Zukunft entspricht exakt jenem für die gesamte Landesfläche. Im Jahresmittel ergibt sich eine Erwärmung um 0.8 bis 0.9 °C, in den Monaten Dezember bis Februar mit 1.3 bis 1.6 °C besonders deutlich, im März und April dagegen weniger stark.

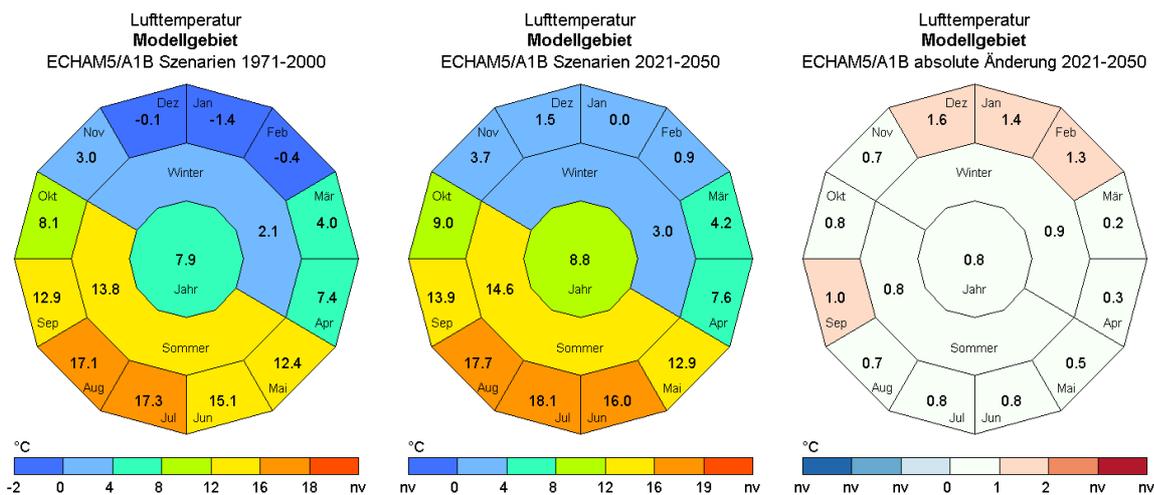


Abb. 5.10: Mittlere innerjährliche Variabilität der Lufttemperatur für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.

Für den Niederschlag ist neben dem Diagramm für die absolute Änderung auch ein solches zur Darstellung der prozentualen Veränderung beigelegt (**Abb. 5.11**). Unter Verwendung eines Farbkeils, welcher auch die Darstellung der Entwicklung bis zum Ende des Jahrhunderts sowie des aus WETTREG-2003 (ECHAM4/B2) abgeleiteten Klimasignals für die nahe Zukunft erlauben würde, kommt in der Darstellung der Absolutgrößen in erster Linie die teilweise Angleichung zwischen Sommer- und Winterhalbjahr zum Ausdruck. Die Sommermonate Juni bis August bleiben zwar auch in der nahen Zukunft noch deutlich feuchter als der Rest des Jahres, die Differenz nimmt indes ab. Aus der Darstellung der Differenzen geht hervor, dass dazu sowohl ein Abnahme der Sommerniederschläge als auch eine Zunahme der Winterniederschläge beiträgt, wobei die Abnahme im Sommer deutlicher ausfällt und die winterliche Zunahme auf die Monate Dezember bis Februar beschränkt bleibt.

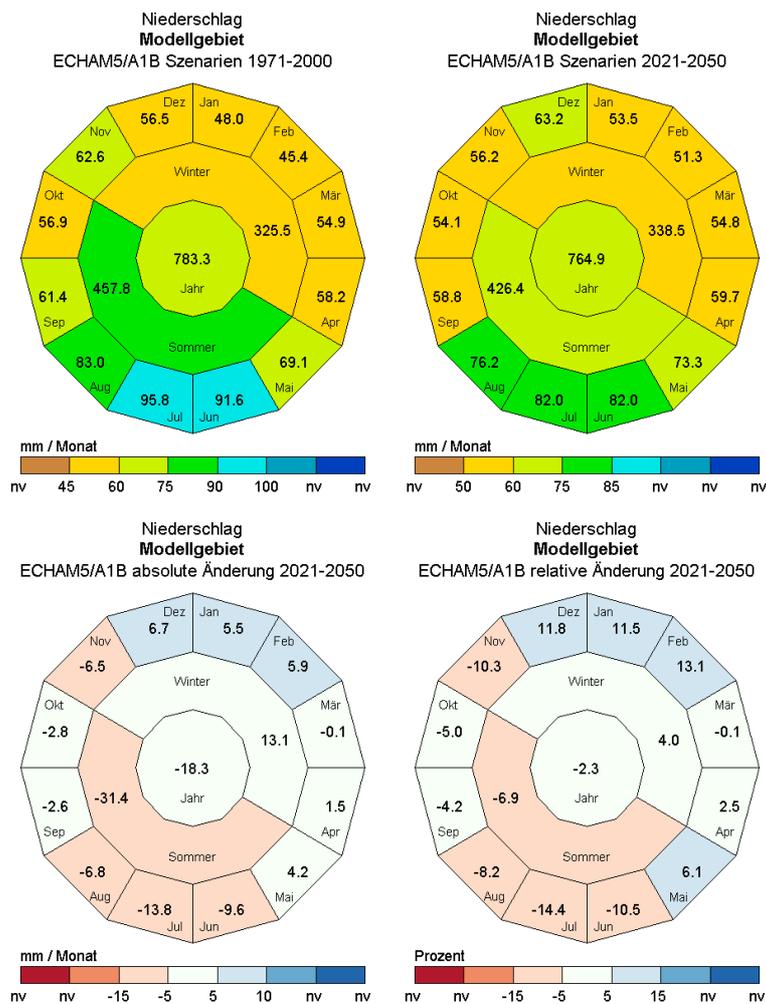


Abb. 5.11: Mittlere innerjährliche Variabilität des Niederschlags für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.

In Folge der höheren Temperaturen nimmt die für die Wintermonate berechnete Verdunstung zu, wobei die Zunahme im Projektgebiet (nur zufällig) recht genau der Zunahme des Niederschlags entspricht. In den Sommermonaten steigt bei ebenfalls höheren Temperaturen zwar der Verdunstungsanspruch der Vegetation, dieser kann bei Abnahme der Niederschläge mangels Wasserverfügbarkeit aber schlechter befriedigt werden, weshalb die aktuelle Verdunstung abnimmt (**Abb. 5.12**).

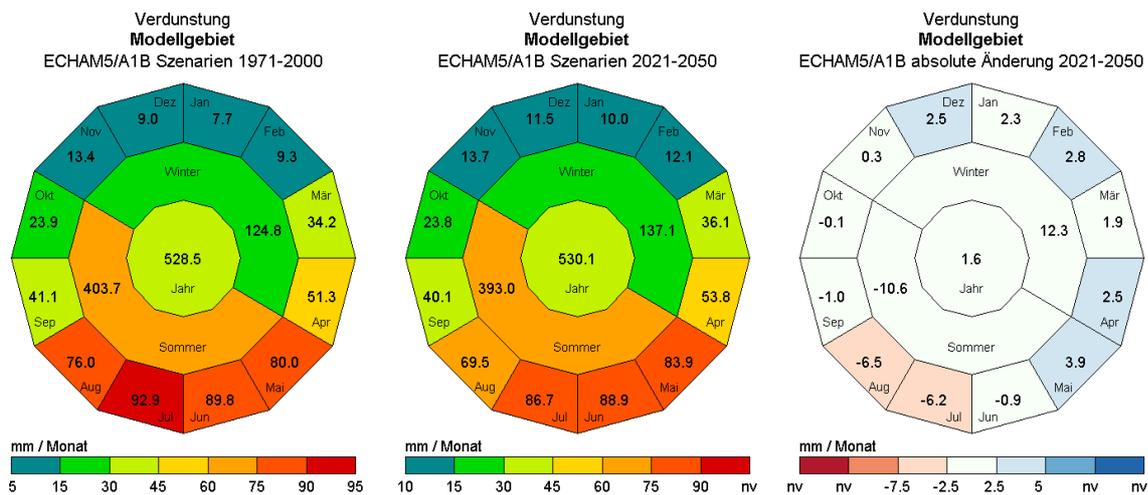


Abb. 5.12: Mittlere innerjährliche Variabilität der Verdunstung für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.

Im Unterschied zu den vorstehenden Diagrammen wird die Sickerwasserbildung beispielhaft nur für den nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes dargestellt (Abb. 5.13). Tatsächlich sind entsprechende Diagramme für alle der bereits in den vorstehenden Abschnitten ausgewerteten Teilbereiche (Gesamtgebiet, nördlich und südlich der Donau gelegener Teil, Karst-, Kies und Torfaquifer) verfügbar. Es wird deutlich, dass sich im Einzugsgebiet des Langenauer Donaurieds keine Veränderung des Jahresgangs der Sickerwasserbildung ergibt. In der Summe bleibt die Sickerwasserbildung über das Winterhalbjahr nahezu unverändert, die leichte Abnahme geht in erster Linie auf die Sommermonat zurück, in denen die ohnehin seltenen und geringen Neubildungsimpulse noch weiter zurückgehen.

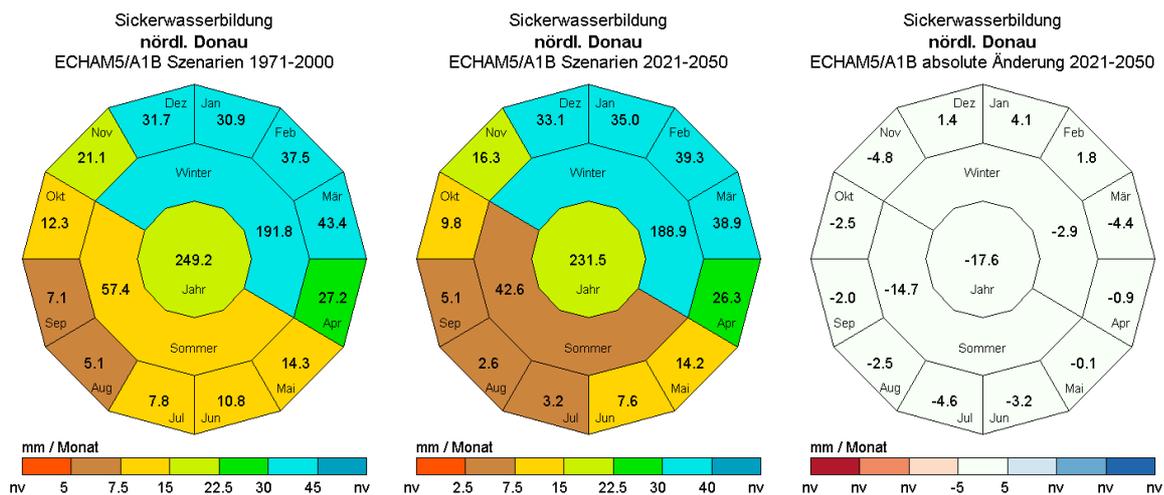


Abb. 5.13: Mittlere innerjährliche Variabilität der Sickerwasserbildung für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im nördlichen Teil des Projektgebiets.

5.4 UMSETZUNG IM GRUNDWASSERMODELL

Die flächenhafte Grundwasserneubildung ist im Modell Donauried die dominierende Zuflusskomponente der Wasserbilanz. Im Mittel beträgt der Modellumsatz ungefähr $9 \text{ m}^3/\text{s}$, daran trägt die flächenhafte Neubildung einen Anteil von $6 \text{ m}^3/\text{s}$.

Die Zeitreihen der Grundwasserneubildung wurden mit Hilfe des Bodenwasserhaushaltsmodells GWN-BW im 250 m Raster aus den meteorologischen Größen berechnet und zu Monatssummen aggregiert ausgegeben. Eine Interpolationsroutine bestimmt für jede Modellzelle des Grundwassermodells auf Monatsbasis die Neubildung für die unterschiedlichen Szenarien.

In **Abb. 5.14** sind die Grundwasserneubildungsraten exemplarisch für einen Monat dargestellt. Blaue Bereiche kennzeichnen hohe Neubildungsraten, grüne mittlere und rote eher niedrige Neubildungsraten. Die grauen Bereiche im Süden sind durch Molasse überdeckt. Hier wird fast keine Neubildung ins Modell eingegeben, da der weitaus größere Teil über die oberflächennahen Grundwasserleiter und Vorfluter abgeführt wird, die nicht im Modell enthalten sind.

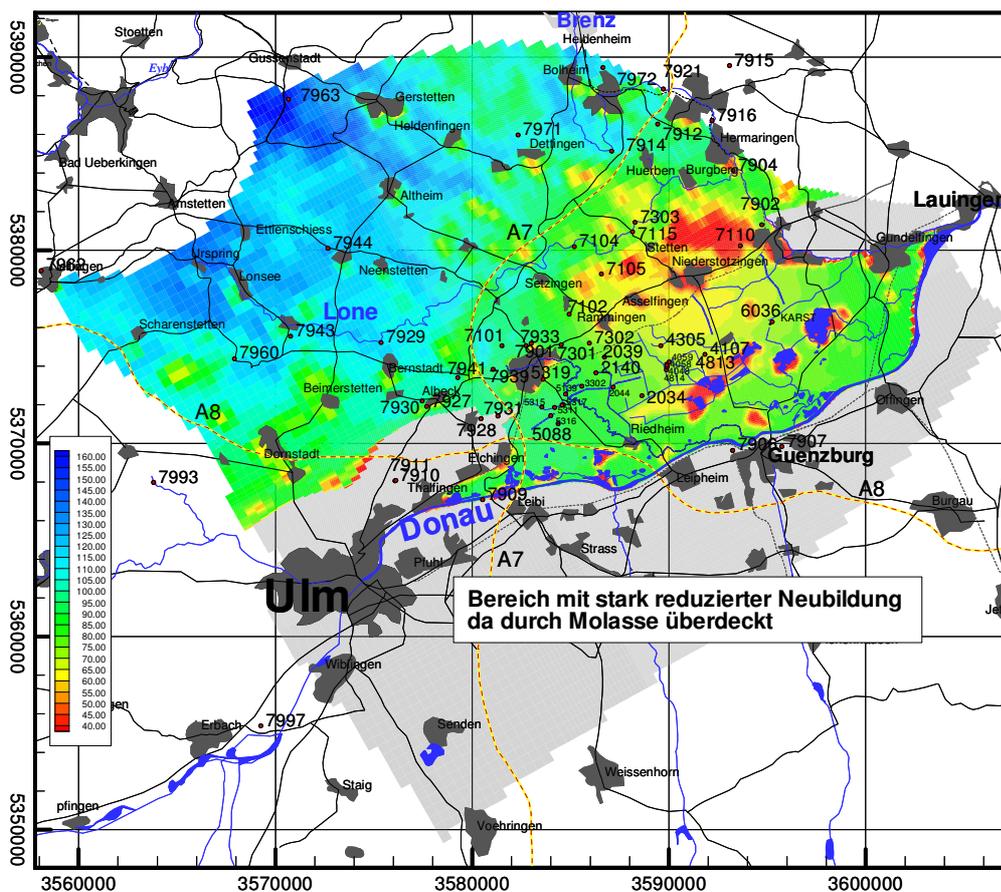


Abb. 5.14: Neubildung als Randbedingung im Grundwassermodell, Werte in mm/Monat.

5.5 VERGLEICH DER UNTERSCHIEDLICHEN NEUBILDUNGSSZENARIOEN

Mit dem Grundwassermodell Donauried erfolgte nun die Berechnung der Grundwasserströmung mit unterschiedlichen Eingangsdaten für die Neubildung.

In **Tab. 5.7** werden die verschiedenen Grundwasserneubildungsraten über 30 jährige Mittelwerte miteinander verglichen und in Bezug zur WETTREG Re-Simulation „Normal“ gesetzt. Setzt man die WETTREG Re-Simulation „Normal“ mit 100 % an, so liegt die Grundwasserneubildung des Modellaufs mit Messwerten (Eichlauf) bei 107 % und liegt damit zwischen der Re-Simulation „Normal“ und der Re-Simulation „Feucht“. Die Re-Simulation „Trocken“ liegt um 14 % unter der Re-Simulation „Normal“, die Re-Simulation „Feucht“ liegt um 11 % über der c.

Die Grundwasserneubildungsraten für die nahe Zukunft von 2021 bis 2050 liegen generell niedriger als die Werte für den Ist-Zustand (WETTREG Re-Simulation). Während das Szenario „Trocken“ nur 5 % niedriger ist als die Re-Simulation „Trocken“; so liegt die Grundwasserneubildung des Szenarios „Normal“ und „Feucht“ 9 % unterhalb der Werte der entsprechenden Re-Simulationen. Die Unterschiede der Szenarien „Trocken“ und „Feucht“ zur Re-Simulation „Normal“ können der **Tab. 5.7** entnommen werden.

Tab. 5.7: Vergleichende Zusammenstellung der Grundwasserneubildungsszenarien für die Rechenläufe mit dem Grundwassermodell. Die Spalte „GW-Neubildungsniveau“ gibt den Unterschied zur WETTREG Re-Simulation „Normal“ an.

Bezeichnung	Zeitraum	Datengrundlage	Situation	GW-Neubildungsniveau
Eichlauf	1.10.1970-30.9.2000	DWD Stationsdaten	Realität	107 %
WETTREG Re-Simulation Auswahl „Normal“	1.10.1970-30.9.2000	synthetische WETTREG Szenariendaten	Mittlere Grundwasser- verhältnisse	100 %
WETTREG Re-Simulation Auswahl „Trocken“	1.10.1970-30.9.2000		Trockene Grundwasser- verhältnisse	86 %
WETTREG Re-Simulation Auswahl „Feucht“	1.10.1970-30.9.2000		Feuchte Grundwasser- verhältnisse	111 %
WETTREG Szenario Auswahl „Normal“	1.10.2020-30.9.2050		Mittlere Grundwasser- verhältnisse	91 %
WETTREG Szenario Auswahl „Trocken“	1.10.2020-30.9.2050		Trockene Grundwasser- verhältnisse	81 %
WETTREG Szenario Auswahl „Feucht“	1.10.2020-30.9.2050		Feuchte Grundwasser- verhältnisse	102 %

Summiert man die Neubildung über 30 Jahre für alle Rechenläufe auf und stellt sie grafisch dar, so ergibt sich das in **Abb. 5.15** dargestellte Bild. Auch hier zeigt sich, dass die aus Messdaten abgeleitete Grundwasserneubildung eher dem Szenario „Feucht“ der WETTREG-Daten entspricht als dem Szenario „Normal“. Aus der Analyse der WETTREG-Daten lässt sich der systematische Unterschied mit einer modifizierten Berechnung der Windgeschwindigkeit bei den WETTREG-Daten und ggf. der Verwendung von anderen Messstationen erklären. Um diesen systematischen Unterschied insbesondere für die Prognose auszugleichen, muss der aus der historischen Betrachtung ermittelte mittlere Unterschied bei der Prognose der Grundwasserneubildung berücksichtigt werden.

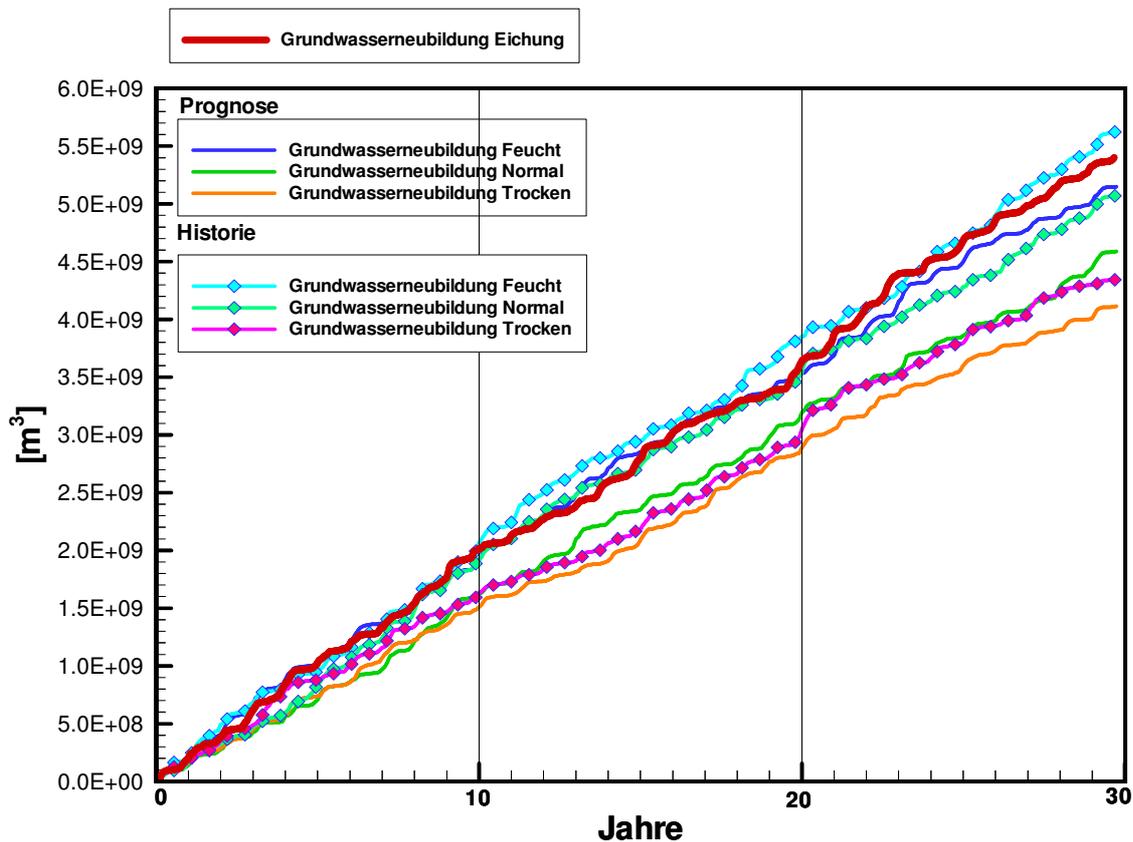


Abb. 5.15: Summenkurven der verschiedenen Grundwasserneubildungsszenarien vor Bias-Korrektur.

Um die Grundwasserneubildung der WETTREG-Szenarien an die „reale“ Grundwasserneubildung (d. h. die mit realen Messdaten berechnete), die für die Eichung des Grundwassermodells verwendet wurde, anzupassen, wird eine BIAS-Korrektur durchgeführt. Hierbei wird die mittlere Grundwasserneubildung über einen Dreißig-Jahreszeitraum verwendet und für jede Modellzelle ein Korrekturfaktor ermittelt. Diese Korrektur wird dann auf alle Neubildungsdaten angewandt. In **Abb. 5.16** sind die neu berechneten Summenkurven dargestellt. Die Neubildungsraten erreichen jetzt um rd. 7% höhere Werte. Die Neubildungsraten für die Zukunft liegen trotz BIAS-Korrektur deutlich unter denen der Historie.

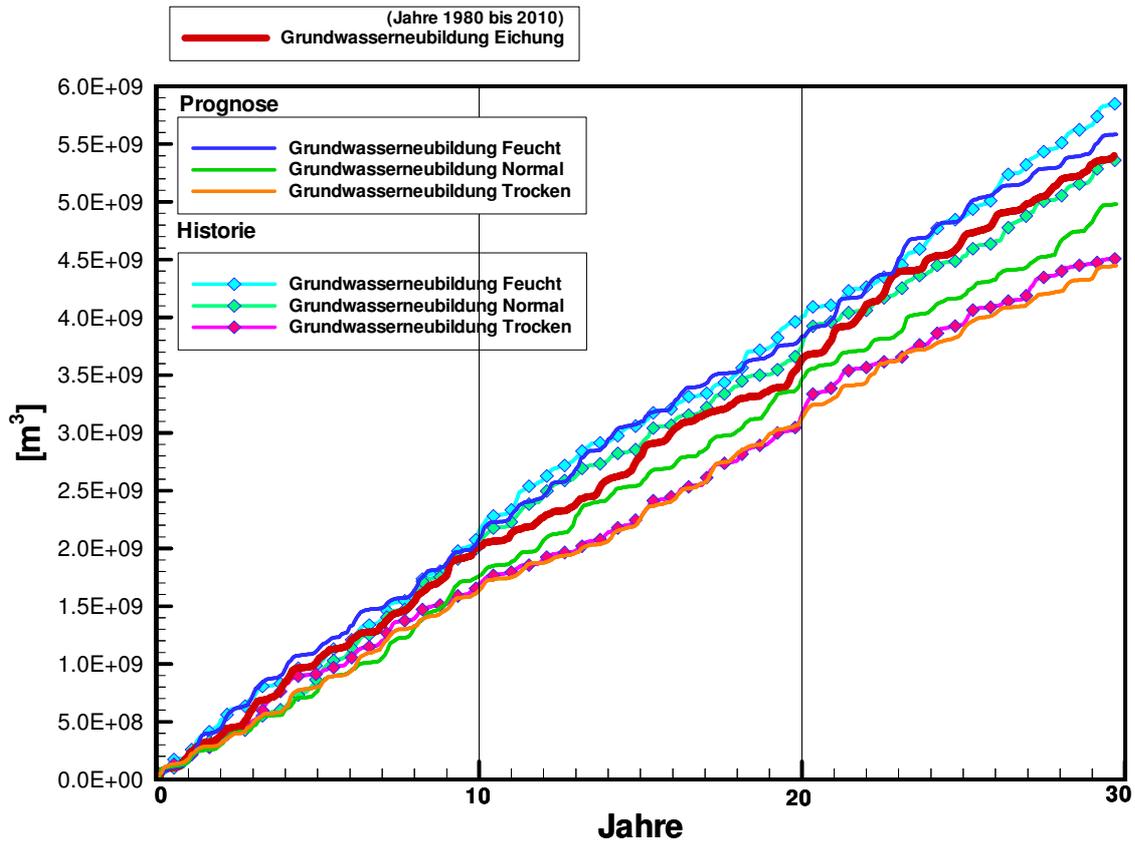


Abb. 5.16: Summenkurven der verschiedenen Grundwasserneubildungsszenarien mit Bias-Korrektur.

6 Grundwasserströmung

Mit den in Kapitel 5.5 beschriebenen Szenarien der biaskorrigierten Grundwasserneubildung wurden sechs Szenarien der Grundwasserströmung über einen Zeitraum von 30 Jahren berechnet. Bezüglich der Entnahme der Landeswasserversorgung in der Zukunft wurde eine Prognose erstellt, bei der im Mittel 1044 l/s aus dem Donauried entnommen werden. Dabei variiert die Entnahme nach Jahreszeit, im Sommer werden bis zu 9 % mehr und im Winter bis zu 10 % weniger entnommen. Die Piezometerhöhenverteilung im Aquifer zu Beginn der Berechnung ist für jedes Szenario dieselbe und wurde mit der Re-Simulation „Normal“ berechnet.

6.1 HISTORIE (1971 - 2010)

In **Abb. 6.1** sind die berechneten Piezometerganglinien an der GWM 1002 (102/814-8) im Kiesaquifer des Donaurieds exemplarisch dargestellt. Die gemessene Ganglinie und die mit der auf realen Stationsdaten basierenden Grundwasserneubildung berechneten Piezometerhöhen sind gepunktet dargestellt.

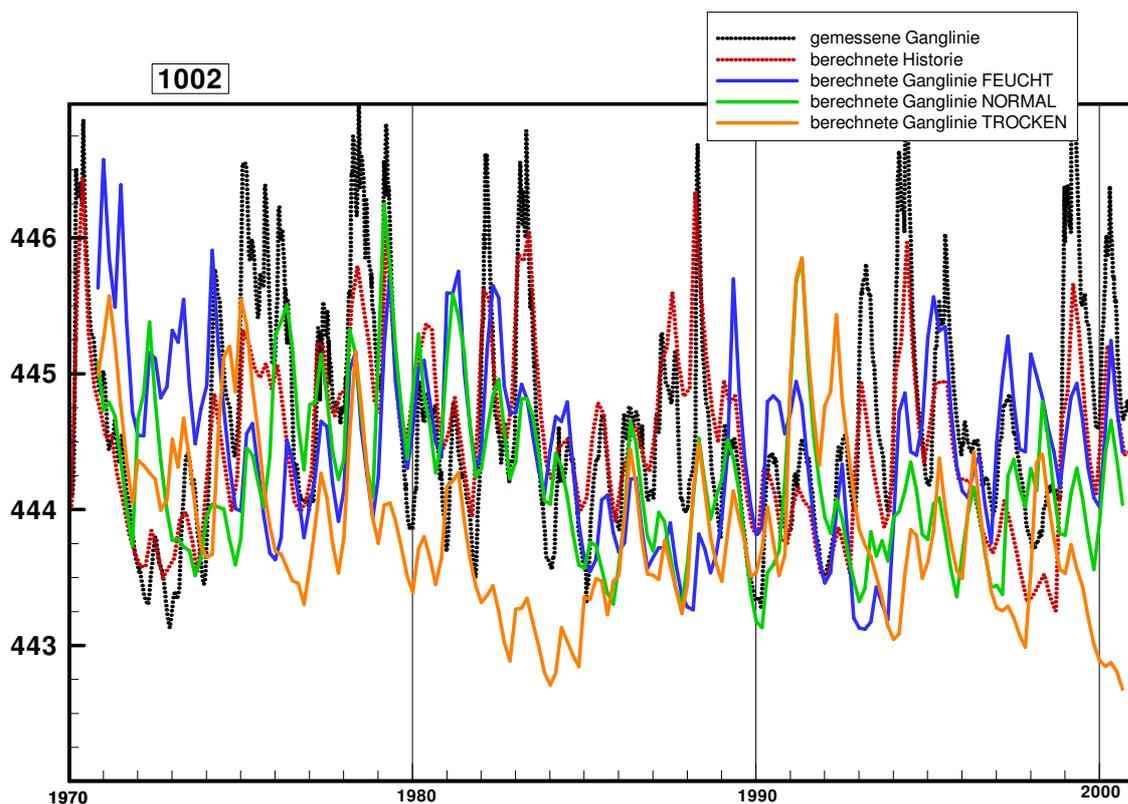


Abb. 6.1: Gemessene und berechnete Piezometerhöhen an der GWM 1002 (102/814-8) im Zeitraum 1971-2000 für unterschiedliche Szenarien.

Es ist deutlich zu erkennen, dass es zwischen der gemessenen Ganglinie und der berechneten Historie eine sehr gute Übereinstimmung gibt. Die blau dargestellte Ganglinie der Re-Simulation „Feucht“ verläuft zu meist auf mittlerem Niveau, liegt aber, außer in den frühen 70er Jahren, oft unterhalb der gemessenen Werte. Die grün dargestellte auf Grundlage der Re-Simulation „Normal“ berechnete Ganglinie liegt zunächst auf mittlerem Niveau, hat aber einen Trend zu niedrigeren Wasserständen. Die orange dargestellte Kurve mit der

Grundwasserneubildung der Re-Simulation „Trocken“ liegt über viele Jahre deutlich tiefer als die beobachteten Grundwasserstände und zeigt einen starken Trend nach unten. Dies bestätigt die Einschätzung, dass die reale Grundwasserneubildung mit den WETTREG-Re-Simulationen unterschätzt wird.

6.2 PROJEKTIONEN FÜR DIE NAHE ZUKUNFT

Ebenso wie für die Vergangenheit wurden auch Projektionen mit den drei Grundwasserneubildungsszenarien in die Zukunft durchgeführt. Die berechneten Ganglinien an der GWM 1002 sind in **Abb. 6.2** gezeigt. Bei allen drei Ganglinien ist hier ein Trend zu fallenden Wasserständen auszumachen. Definitionsgemäß liegt die Berechnung für das Szenario „Feucht“ am höchsten und die Berechnung für das Szenario „Trocken“ am tiefsten.

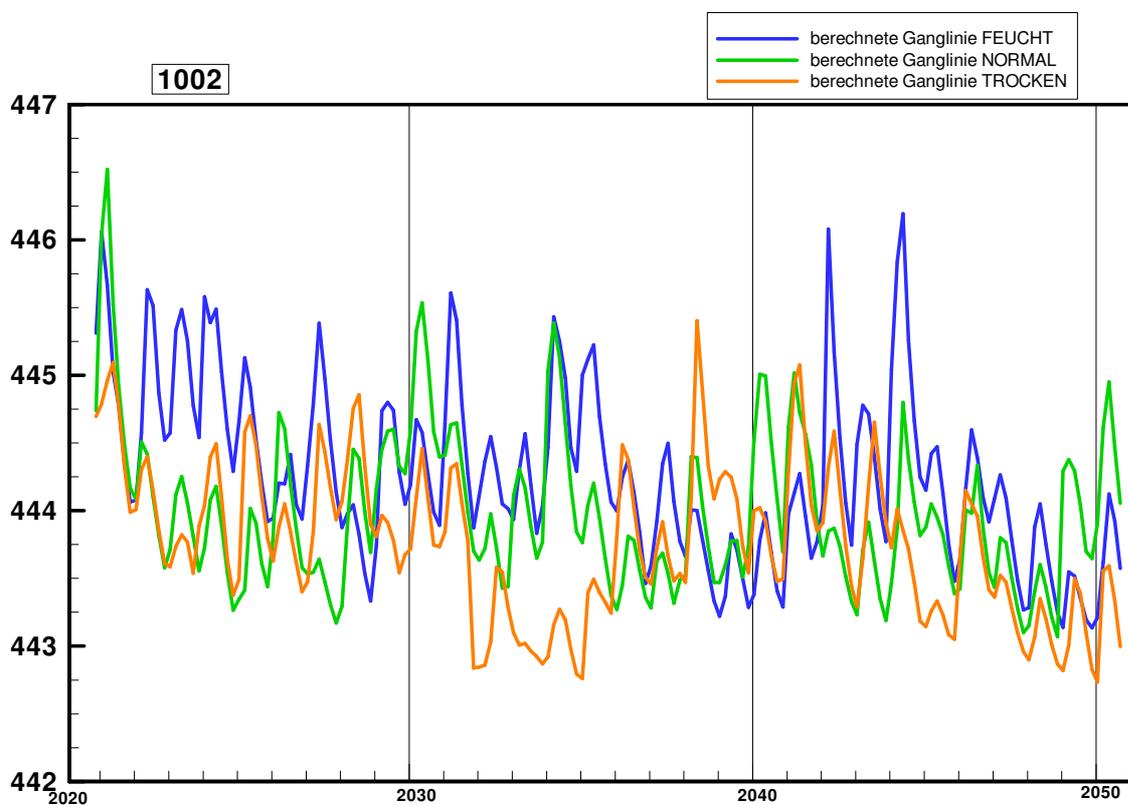


Abb. 6.2: Berechnete Piezometerhöhen an GWM 1002 im Zeitraum 2021-2050 für die Szenarien „Normal“, „Feucht“ und „Trocken“ der Grundwasserneubildung.

Somit liegen für das Untersuchungsgebiet für drei grundsätzlich unterschiedliche Grundwasserneubildungsszenarien die Strömungsberechnungen für die nahe Zukunft vor, wobei die Zukunftsszenarien eher als ungünstig bezogen auf das zu erwartende Grundwasserdargebot einzuschätzen sind. Zusätzlich wird deshalb für weitere Projektionen die in Tab 5.7 ermittelte Abweichung der Grundwasserneubildungsraten auf Grundlage gemessener Klimadaten (Eichlauf) und WETTREG Re-Simulation „Normal“ als prozentuale Korrektur berücksichtigt, um den systematischen Unterschied auszugleichen.

6.2.1 BERECHNUNG DER GRUNDWASSERSTRÖMUNG BIS 2051

Da für den Zeitraum 2010 bis 2020 keine Prognosewerte vorliegen, wird in diesem Zeitraum sowohl die Strömung als auch der Nitratintrag mit Mittelwerten der Jahre 2000 bis 2009 berechnet. Ergebnis ist die Nitratkonzentration gegen Ende des Jahres 2020, die wiederum als Startverteilung für die 3 Projektionen „Normal“, „Feucht“ und „Trocken“ dienen. Die berechneten Grundwasserstände für alle Szenarien sind in **Abb. 6.3** dargestellt. Die längste Zeitreihe ergibt sich aus der Modelleichung (Berechnung der Historie) ab 1951. Zwischen den Jahren 1971 und 2000 bilden die Historischen Szenarien die langjährigen Ganglinien der Grundwasserverhältnisse gut ab, sie schwanken durch die durchgeführte Biaskorrektur um die Mittelwerte. Die Jahre 2010 bis 2020 werden mit ihrem Mittelwert ebenfalls gut abgebildet. Der Verlauf der mit mittleren Neubildungsraten der Jahre 2000 bis 2009 berechneten Ganglinien liegt bei mittleren Piezometerhöhen und zeigt daher keinen Jahresgang. Die berechneten Ganglinien für die nahe Zukunft bis 2050 zeigen eine leichte Tendenz zu tieferen Grundwasserständen, die in der geringeren Grundwasserneubildung in der Zukunft begründet liegt.

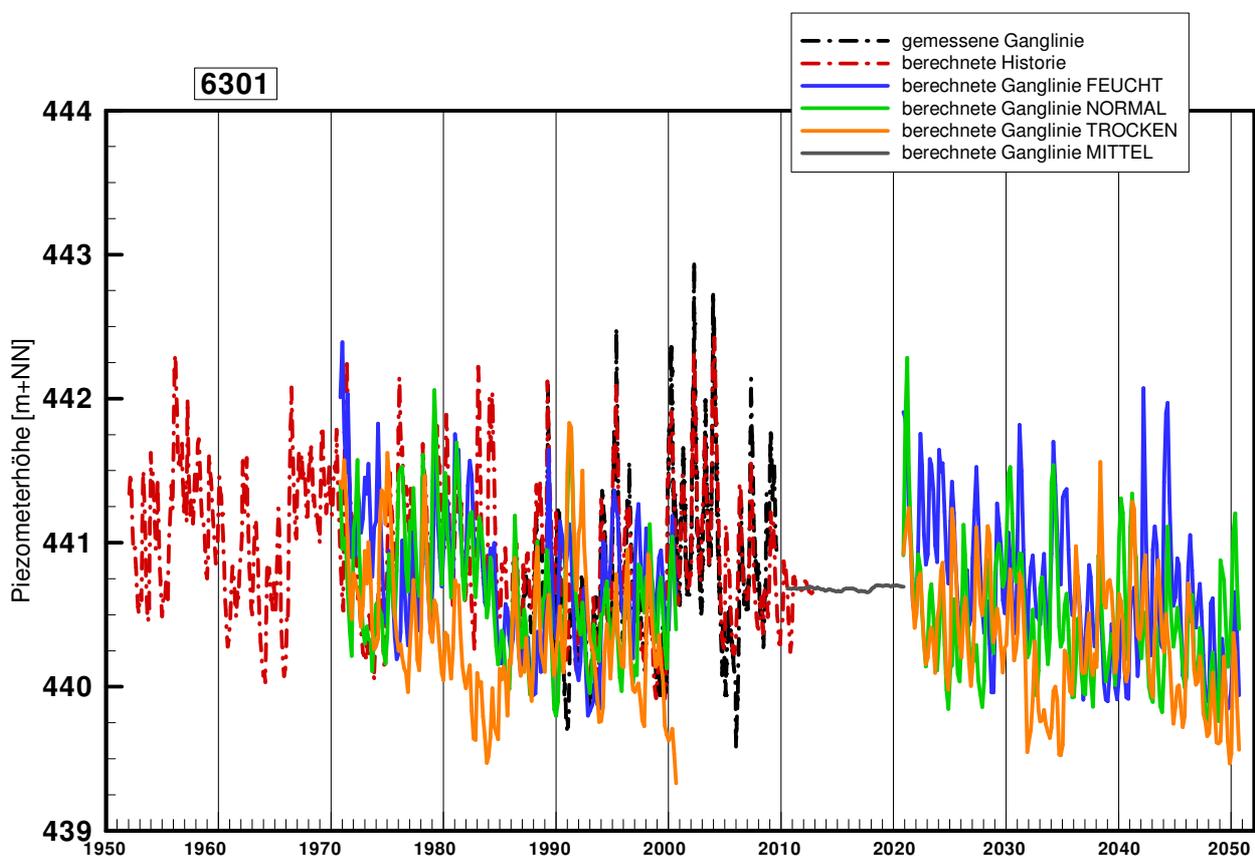


Abb. 6.3: Gemessene und berechnete Piezometerhöhen an der GWM 6301 von 1951 bis 2050.

6.2.2 MITTLERE VERWEILZEIT

Das Grundwasseralter bzw. die mittleren Verweilzeiten lassen sich anhand der Transportberechnung auch flächenhaft auswerten. Dazu wurden die Konzentrationsverteilungen im Kies- und Karstaquifer mit einer initialen Konzentrationsverteilung von 100 % und der Zufluss durch Grundwasserneubildung sowie sämtliche weiteren Quellterme mit einer Konzentration von 0 % belegt und die Berechnungsergebnisse nach 20, 50

und 100 Jahren ausgewertet. Danach wurde aus den Konzentrationsverteilungen in 10-Jahresschritten die flächenhafte Verteilung der mittleren Verweilzeiten ermittelt.

Die Abbildungen 6.4 und 6.5 zeigen die berechneten Konzentrationen zwischen 0 % und 100 % als Farbflächen. Die Isokonzentrationslinie von 50 % gibt an, dass in diesem Bereich die Hälfte des Grundwassers 20 Jahrenach Berechnungsbeginn aus der Grundwasserneubildung oder aus Zufluss über die Gewässer stammt. Bei einer Auswertung nach 20 Jahren Berechnungszeit beträgt die mittlere Verweilzeit auf der 50-Isokonzentrationslinie genau 20 Jahre. Diese Isokonzentrationslinie wandert mit zunehmender Zeit weiter in Richtung Donauried, wo sich bereits nach 30 Jahren eine deutliche Grenze zwischen dem sehr alten Karstwasser unter der Molasse und dem jüngeren Wasser von der Albhochfläche abzeichnet. Im Kiesgrundwasserleiter grenzt sich das Wasser mit mittleren Verweilzeiten von mehr als 30 Jahren zwischen der Fassung 2 und 4 im südlichen Teil des Donaurieds ein.

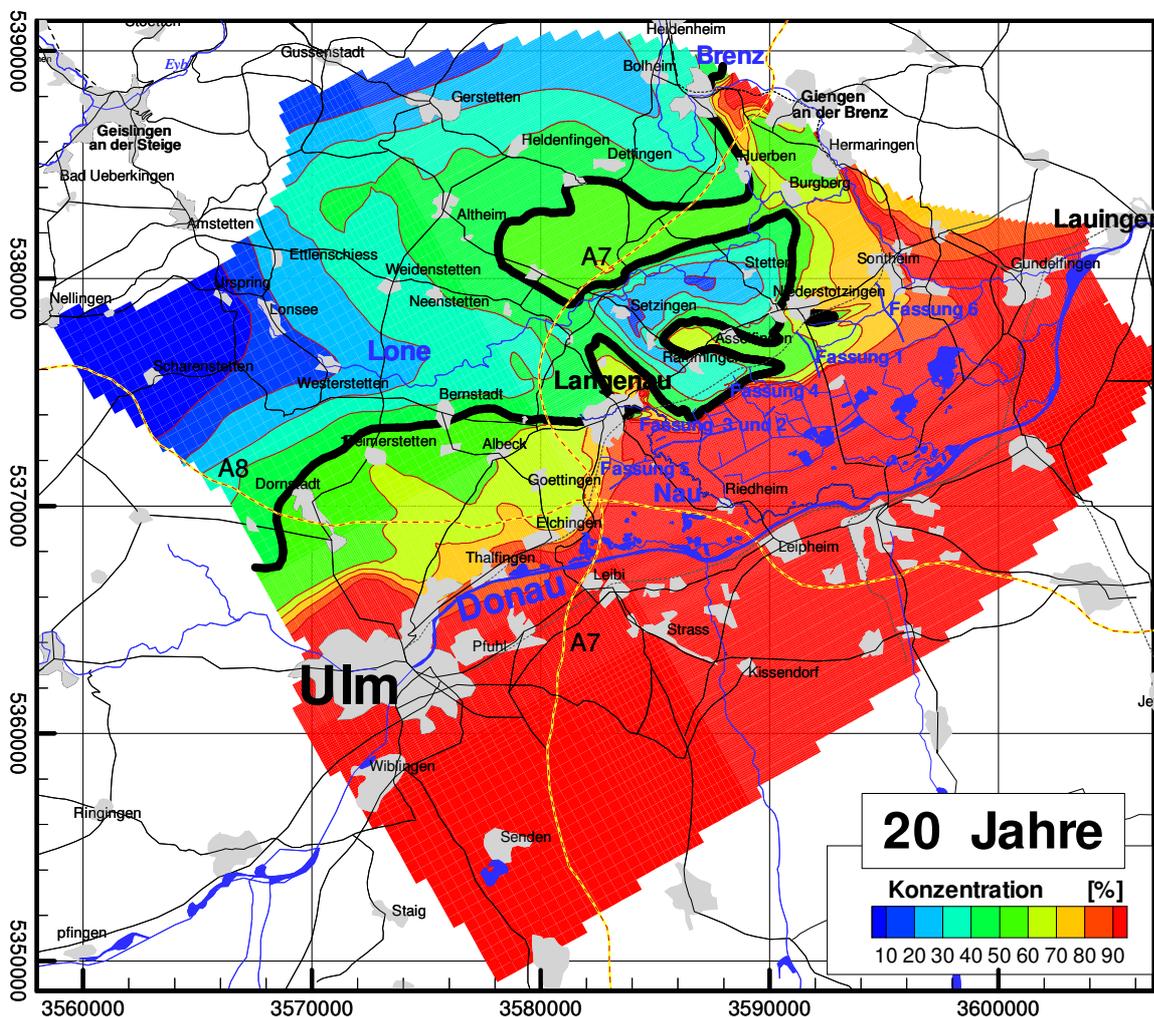


Abb. 6.4: Flächige Darstellung der Anteile an Karstwasser, das älter als 20 Jahre sind (Mittlere Verweilzeit von 20 Jahren bei $C=50\%$, schwarze Linie)

Nach 20 Jahren haben die berechneten Konzentrationen im Bereich der Alb schon deutlich abgenommen. Außerhalb des überdeckten Karsts beträgt der Anteil neugebildeten Grundwassers zwischen 100 und 30 %, die berechneten Konzentrationen liegen fast überall unter 70 %. Die Linie mit einer mittleren Verweilzeit von 20 Jahren ($C=50\%$) liegt nördlich des Donaurieds und erreicht den Kiesgrundwasserleiter bei Langenau. Die Konzentrationsverteilung in Burgberg weist auf mittlere Verweilzeiten hin die größer sind als 20 Jahre.

Südlich des Albtraufs am Nordrand des Donaurieds sind die Konzentrationen noch bei 100%. Dies gilt auch für den Raum Ulm. Das bedeutet, dass sich hier das Karstwasser noch nicht ausgetauscht hat und mindestens 20 Jahre alt ist.

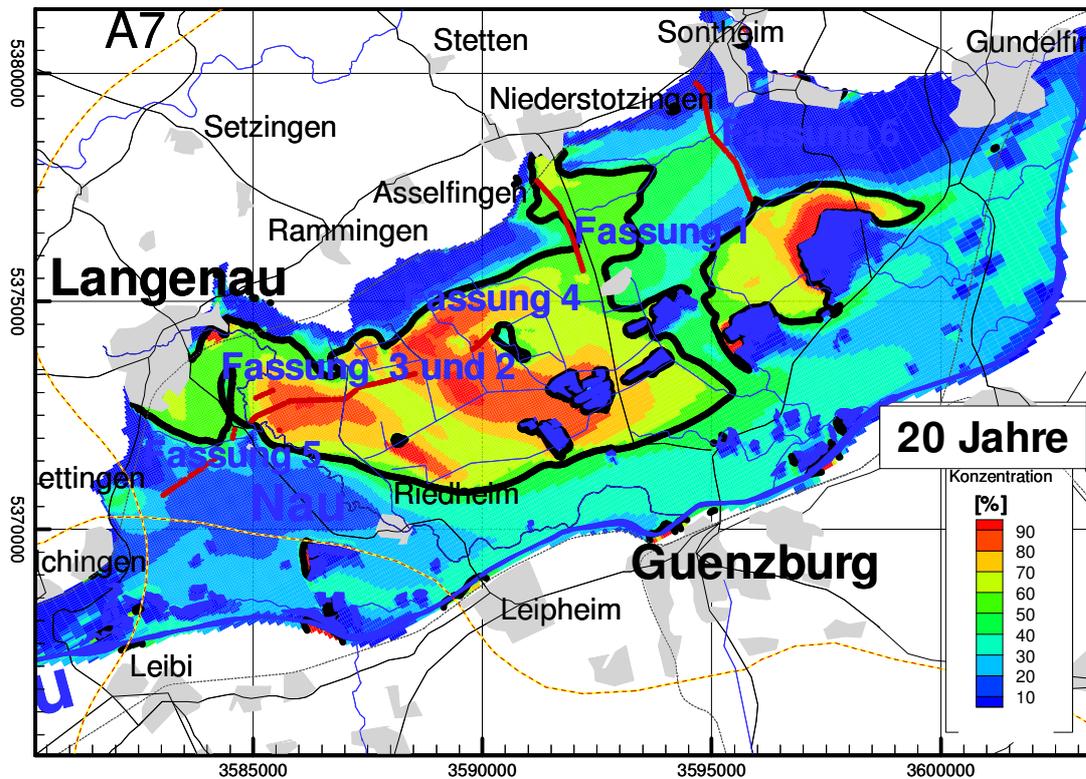


Abb. 6.5: Flächige Darstellung der Anteile an Kieswasser, das älter als 20 Jahre ist (Mittlere Verweilzeit von 20 Jahren bei $C=50\%$, schwarze Linie).

Im Kiesgrundwasserleiter hat sich das initiale Grundwasser am Nordrand nach 20 Jahren bereits vollständig ausgetauscht (**Abb. 6.5**). Im Bereich der Fassungen 2 und 4 findet sich noch Grundwasser mit der initialen Konzentration von 100%. Die Linie mit einer Konzentration von 50% umfasst die Fassungen 2, 3 und 4 und reicht nach Süden bis nördlich von Riedheim. Zwischen Günzburg und dem Landesgrenzgraben liegen die berechneten Konzentrationen zwischen 30 und 80%. Hier sind demnach noch Anteile von Grundwasser zu finden, die älter als 20 Jahre sind.

7 Erstellung der Nitrateintragsfunktion

Die zur Erstellung der räumlich wie zeitlich differenzierten Nitrateintragsfunktion eingesetzten Modellkomponenten und deren Zusammenspiel wurden in Kapitel 4.3 skizziert. Im Folgenden sollen ihre Anwendung im Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds sowie die dabei gewonnen Ergebnisse dargestellt werden.

7.1 ERHEBUNG VON DATENGRUNDLAGEN

Die aus den KLIMOPASS Projektzielen resultierende Anforderung, neben den für den aktuellen Ist-Zustand oder für ausgewählte historische Zeiträume erwarteten mehrjährigen Mittelwerten der Nitratauswaschung insbesondere auch Projektionen für unter veränderten Klimabedingungen zu erwartende Änderungen abzuleiten – wobei die Prognosefähigkeit zweckmäßiger Weise dadurch belegt wird, dass mit der eingesetzten Methodik in der Historie beobachtete Schwankungen zwischen Einzeljahren und mehrjährigen Perioden unterschiedlicher Witterung reproduziert werden können – bedingt einen vergleichsweise hohen und in der Praxis nur mit Einschränkungen zu befriedigenden Datenbedarf. Zu unterscheiden ist zwischen Informationen, welche zur Berechnung der Stickstoffauswaschung unter für das Projektgebiet charakteristischen Einzelstandorten benötigt werden, und solchen für die flächenhafte Regionalisierung.

7.1.1 EINGANGSDATEN FÜR DIE BERECHNUNG DER NITRATAUSWASCHUNG

Der Datenbedarf für das Agrarökosystemmodell Expert-N geht bei weitem über den Bedarf zur Berechnung von N-Salden (Überschüssen aus Düngung, weiteren Quellen wie atmosphärischem Eintrag und Nachlieferung aus dem Humusvorrat abzüglich Denitrifikation und Abfuhr mit dem Erntegut) hinaus. Der Datenbedarf für eine N-Salden Betrachtung ist damit für Kulturen und Standorte, für welche eine Simulation mit Expert-N durchgeführt werden kann, stets ebenfalls erfüllt. Umgekehrt sind N-Salden Betrachtungen auch für Kulturen möglich, für welche keine Pflanzenmodelle vorliegen oder die zur Simulation mit Expert-N benötigten Eingangsdaten aus praktischen Gründen nicht erhoben werden können. Für die vorliegende Untersuchung wurde versucht, zumindest für alle nach Flächenanteil bedeutenden Kulturen Eingangsdatensätze zu erheben, welche eine Simulation mit Expert-N ermöglichen. Dabei nehmen (sofern der Anbau von Futtergräsern auf Ackerstandorten als mit Dauergrünland vergleichbar angesehen wird) aktuell sechs Kulturen einen Anteil von rund 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Projektgebiet ein:

- Grünland (26 %) und Futtergräser (3.5 %)
- Winterweizen (24.2 %)
- Wintergerste (11.7 %)
- Sommergerste (8.6 %)
- Silomais (9.6 %)
- Raps (8.0 %)

Unter den verbleibenden 8.4 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche nehmen Triticale, als ein dem Winterweizen nicht ganz unähnliches Wintergetreide, weitere 2.6 % ein. Historisch spielte auch der Hafer eine bedeutende Rolle, dessen Anteil von Ende der 70er-Jahre noch 8.5 % in Folge seiner abnehmenden Bedeutung als Futtermittel (als Folge zunehmender Spezialisierung in der Viehhaltung) über die 80er-Jahre hinweg um rund die Hälfte zurückging und welcher seit Ende der 90er-Jahre mit nur noch zwei Prozent für flächenhafte Auswertungen kaum mehr von Interesse ist. Kartoffeln spielten demgegenüber schon Ende der 70er-Jahre flächenhaft keine allzu große Rolle mehr (2.7 % in den unteren Lagen der Albfläche, 3.7 % in den höheren Lagen) Auch hier handelte es sich vorwiegend um Futterkartoffeln, die im Lauf der 80er-Jahre

weitgehend verschwanden und seither weniger als ein Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen. Eine Ausnahme bildet die Gemeinde Niederstotzingen mit 5 % Kartoffelanbau, welche im Vorfeld einzelner Fassungen der Landeswasserversorgung durchaus relevant sein könnten. Entsprechende lokale Differenzierungen innerhalb des Projektgebietes finden sich im Übrigen auch bei anderen Kulturen: so bleibt der Anbau von Silomais weitgehend auf die klimatisch begünstigte untere Hälfte der Albfläche beschränkt; umgekehrt findet sich die Sommergerste überwiegend in den höheren Lagen.

Für die vorgenannten sechs nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten wurden die Landwirtschaftberater der Landratsämter Alb-Donau-Kreis und Heidenheim um nach Standort (Höhenlage und Boden) differenzierte Angaben zur "typisch mittleren" Bewirtschaftung gebeten. Diese umfasst:

- mittlere Saat- und Erntetermine
- Düngemenge, -form, -aufteilung und -zeitpunkte
- Saatstärken und Anzahl von Grünlandschnitten
- Angaben zur Bodenbearbeitung
- mittlere Erträge
- Verbleib oder Abfuhr von Ernteresten

Eine für die Validierung der Stickstoffsimulation bedeutsame Kontrollgröße stellt der Stickstoffgehalt im Erntegut dar. Dazu wurden die im Bericht zum "N-Austrag im gefährdeten Grundwasserkörper Donauried" des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg (LTZ, 2009) verwendeten Werte übernommen. Für die atmosphärische Deposition wurden gegenüber dem LTZ Bericht (aktuell 18.9 kg/ha/a nach EU *Monitoring* Programm EMEP) etwas geringere Werte von 15 kg angesetzt, wie sie von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg an Wald- und Freilandstationen auf der Schwäbischen Alb und in Oberschwaben erfasst wurden.

Für alle übrigen Feldfrüchte, welche in der Mehrzahl der Gemeinden weniger als 10 % (am unteren Rand der Albfläche teilweise bis 15 %) der landwirtschaftlich genutzten Fläche einnehmen – Sommerweizen, Roggen, Körnermais, Kartoffeln und Zuckerrüben – wurden die Berechnungsgrundlagen der im Bericht des LTZ durchgeführten N-Salden Betrachtung übernommen, welche allerdings nur für den Bereich des Donaurieds und der unmittelbar angrenzen (untersten) Albfläche und ohne Differenzierung nach unterschiedlichen Standorten (Böden) verfügbar sind.

Idealer Weise sollte zu allen Kenngrößen der Bewirtschaftung auch ihre zeitliche Entwicklung seit Ende der 70er-Jahre (wenn möglich auch weiter zurückreichend) erhoben werden. In der Praxis erweist sich eine solche Erfassung der historischen Bewirtschaftung indes als nur lückenhaft und teils in Form qualitativer bis halb-quantitativer Angaben machbar. So können Entwicklungen wie Spezialisierung in der Viehwirtschaft mit Übergang von Festmist- auf Güllehaltung beschrieben und Ernteerträge und Viehbestände gut recherchiert werden ⇔ weit schwieriger wird eine Differenzierung der auf Ebene von Verwaltungseinheiten erfassten Erträge nach Standorten, der auf einzelnen Standorten verabreichten Düngergaben oder der Stickstoffgehalte in vormals angebauten Sorten.

Wichtigste Informationsgrundlagen zu Bewirtschaftung und Stickstoffumsätzen im KLIMOPASS Projektgebiet waren gemäß dervorstehenden Ausführungen:

(a) Auskünfte der lokalen Landwirtschaftsberater

- + nach Standort (Boden, Höhenlage) differenziert
- + für das gesamte baden-württembergische Projektgebiet
- + mit allen für die Simulation mit Expert-N benötigten Angaben
- nur für die sechs wichtigsten Kulturen mit ca. 90 % Flächenanteil
- nur für die aktuelle Bewirtschaftung vollständig

(b) der Bericht zu N-Salden Berechnungen des LTZ (2009)

- + auch für Kulturen mit untergeordnetem Flächenanteil
- + auch für die Bewirtschaftung der 80er- und 90er Jahre
- nur für das Donauried und den untersten Teil der Albfläche
- nur für Salden-Betrachtungen ausreichend
- nicht nach Standorteigenschaften differenziert

7.1.2 EINGANGSDATEN FÜR DIE FLÄCHENHAFTE REGIONALISIERUNG

Ausgehend von der Berechnung der Stickstoffauswaschung unter für das Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds charakteristischen Standorten erfolgt die Regionalisierung zu einer flächendifferenzierten Nitratreintragsfunktion, wie sie vom Grundwassermodell als Randbedingung benötigt wird, auf Grundlage von Informationen zur räumlichen und ggf. zeitlichen Verteilung von klimatischen Standortverhältnissen (Temperatur und Niederschlag), Böden, Landnutzung und Anteilen der landwirtschaftlichen Kulturarten.

Als Informationsebene zur räumlichen Verteilung der Böden war im vorliegenden Fall die Bodenübersichtskarte BÜK200 (im bayerischen Teil des Projektgebietes die Konzeptkarte 1:25.000) wichtigste Informationsgrundlage. Einerseits wurden die Bodendaten im Jahr 2008 als Grundlage für die Berechnung der flächenhaften Grundwasserneubildung für das Modellgebiet "Oberjura" aufbereitet und ebenso für KLIMOPASS verwendet, andererseits erweist sich die in der BÜK hinterlegte genetische Information (Bodentyp) zur Abgrenzung unterschiedlicher Standorte als überaus nützlich ⇔ demgegenüber lassen sich die räumlich weitaus besser aufgelösten, ihrem Informationsgehalt nach differenzierteren Bodenschätzflächen vergleichsweise schlecht zu einigen wenigen Typstandorten gruppieren; zudem decken sie nur einen Teil des Projektgebietes (und *per se* nur landwirtschaftlich genutzte Flächen) ab, wobei die Abdeckung im Einzelfall von jener aus anderen Informationsebenen zur Landnutzung (Landsat, CORINE) abweichen kann.

Im Hinblick auf die Landnutzung und ihre Änderung in der Vergangenheit wurden mehrere Datenquellen ausgewertet: der LUBW vorliegende Landsat Aufnahmen aus den Jahren 1975, 1993, 2000 und 2010, die auf Satellitenbildern basierende aber weitergehend prozessierte CORINE Landnutzung und aus der Agrarstatistik zu gewinnende Informationen. Bei enger Übereinstimmung der Flächenanteile der Hauptnutzungsformen (Wald, Landwirtschaft, Siedlung) sowohl zwischen den Satellitenbildern unterschiedlicher Zeitpunkte (bei Zunahme der Siedlungsfläche) als auch zwischen Landsat und CORINE, ergibt sich bei den Satellitenbildern eine Reihe von Inkonsistenzen im Hinblick auf die zu den verschiedenen Zeitpunkten ausgewiesenen Anteile von Laub-, Misch- und Nadelwald, von Siedlungsflächen unterschiedlicher Dichte und insbesondere für die Anteile von Acker, Grünland und Obstbau. Da als Grundlage für die Berechnung der Grundwasserneubil-

dung die Vektorgeometrien der CORINE Landnutzung verwendet wurden und aus den Landsat Aufnahmen eher zusätzliche Probleme denn ein für KLIMOPASS in Wert setzbarer Informationsgewinn resultieren, wurde auch für die Regionalisierung der Stickstoffauswaschung die CORINE Nutzung verwendet.

Zugleich gehen weder aus den Landsat Aufnahmen noch aus CORINE die Anteile der einzelnen landwirtschaftlichen Kulturarten hervor. Diese für das Projekt sehr zentrale Information kann einzig aus der Agrarstatistik bezogen werden, welche im vorliegenden Fall gemeindebezogen ausgewertet wurde. Im Ergebnis wurde die Ausdehnung der Flächen mit Waldbestand, Siedlung oder landwirtschaftlicher Nutzung aus CORINE entnommen – wobei die Ausdehnung der Hauptnutzungen einschließlich der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche interessanter Weise auch auf Basis der Satellitenbilder seit Ende der 70er-Jahre (von einer stark auf Kosten des Obstbaus gehenden Ausdehnung der Siedlungs- und Gewerbeflächen abgesehen) relativ konstant bleibt. Die nach Gesamtfläche über die letzten 30 Jahre nur geringfügigen Änderungen unterworfenen landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden weiter mit den zeitlich variablen Anteilen der Kulturarten gemäß Agrarstatistik versehen, wodurch einerseits eine Differenzierung gemäß den in den einzelnen Gemeinden unterschiedlichen Anteilen der Kulturen und zugleich eine solche im Hinblick auf die zeitliche Entwicklung von deren Flächenanteilen erfolgt.

Neben den Anteilen der Kulturarten liefert die Agrarstatistik eine Reihe weiterer, indirekt für die Regionalisierung der Stickstoffauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, relevanter Informationen. Unter diesen sind in erster Linie die Angaben zum Viehbestand zu nennen, insofern dieser die Menge an anfallendem organischem Dünger bestimmt. Tatsächlich kann sich aus dem Anteil organischer gegenüber mineralischer Düngung eine unterschiedlich hohe Nitratauswaschung ergeben, wobei neben der Geschwindigkeit der Mineralisierung, Anrechenbarkeit im Ausbringungsjahr, Ausbringung als Festmist oder Gülle, Anteil von Schweinen und Rindern, z.B. auch Ausbringungsverbote eine Rolle spielen können.

Auf die im Zuge der vorstehenden Aufzählung verwendeter Datengrundlagen nur einleitend angesprochenen Aspekte der Regionalisierung des Stickstoffaustrags wird in Kapitel 7.4.1 näher eingegangen.

7.2 ABSCHÄTZUNG VON STICKSTOFFÜBERSCHÜSSEN ÜBER N-SALDEN

Insofern für die in KLIMOPASS zur Berechnung der Stickstoffauswaschung unter landwirtschaftlichen Kulturfleichen eingesetzte Methodik die Prognosefähigkeit hinsichtlich Änderungen in Folge sich ändernder Klimabedingungen unabdingbare Voraussetzung ist, spielen N-Salden Betrachtungen (welche diese Voraussetzung nicht erfüllen, da weder Pflanzenwachstum noch Mineralisierungsvorgänge oder Auswaschungsprozesse witterungsabhängig beschrieben werden) im Rahmen des Projekts lediglich eine flankierende Rolle. Die für das Projekt wesentlichen Fragestellungen sollen vielmehr durch den Einsatz des Agrarökosystemmodells Expert-N beantwortet werden.

Gleichwohl wurden N-Salden Betrachtungen zur Abschätzung des aktuellen und historischen mittleren Niveaus der Nitratauswaschung unter Kulturen verwendet, für welche keine Simulation mit Expert-N möglich ist (weil für sie keine Pflanzenmodelle verfügbar sind oder nach Standort differenzierte Bewirtschaftungsdaten für Kulturen mit untergeordnetem Flächenanteil nicht mit vertretbarem Aufwand zu erheben sind). Weiterhin können N-Salden eine nützliche Vergleichsgröße bei der Interpretation der Ergebnisse für die mit Expert-N simulierten Kulturen darstellen, die Plausibilisierung hinsichtlich der Unterschiede zwischen den Kulturen unterstützen und in die Ermittlung von Ersatzgrößen einfließen, falls Simulationen für einzelne

Standorte oder Kulturen nicht überzeugen. Allgemein ist ein Abgleich zwischen in früheren Untersuchungen berechneten und seitens der Fachbehörden veröffentlichten N-Salden und den Simulationsergebnissen des deterministischen Stickstoffmodells sinnvoll, um etwa methodisch bedingte Unterschiede festzuhalten.

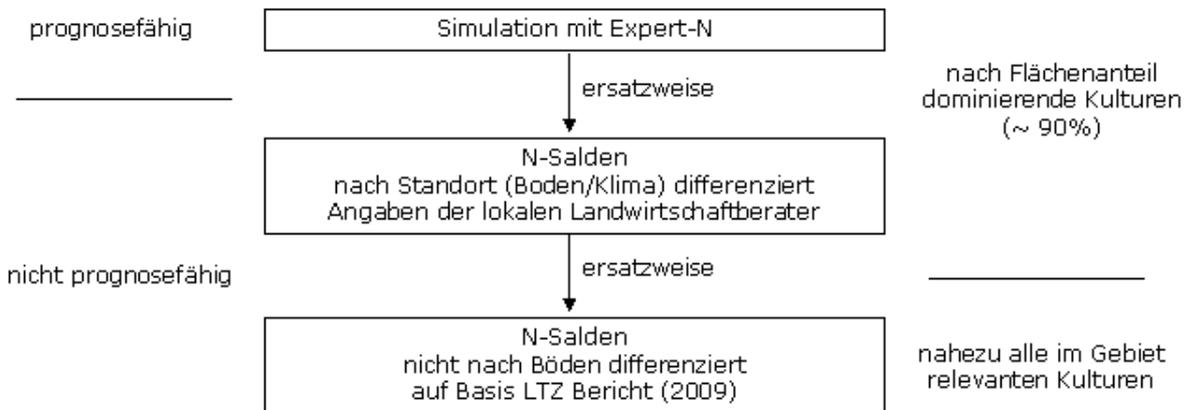


Abb. 7.1: Einsatz von Methoden zur Bestimmung der Stickstoffauswaschung.

Die N-Salden wurden nach dem im LTZ Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried" (LTZ, 2009) beschriebenen Verfahren STOFFBILANZ berechnet. Als Berechnungsgrundlagen wurden soweit vorhanden die im Rahmen des Projekts erhobenen Angaben der Landwirtschaftsberater verwendet (→ differenziert nach den Standorten Donauried / untere Alb / höhere Alb und den dort anzutreffenden Böden), ersatzweise die Berechnungsgrundlagen aus dem LTZ Bericht (→ nur für das Donauried sowie die angrenzenden Bereiche auf der unteren Alb aber ohne Differenzierung nach unterschiedlichen Böden).

Angaben der Landwirtschaftsberater:

- ☺ für Donauried, untere und höhere Alb
- ☺ nach Boden differenziert
- ☹ nur für die wichtigsten Kulturarten (85-90 % Flächenanteil)

Angaben aus dem LTZ Bericht:

- ☹ nur für das Donauried und unmittelbar angrenzende Bereiche
- ☹ nicht nach Boden differenzierte Mittelwerte
- ☺ für alle relevanten Kulturarten (außer dem historisch bedeutsamen Hafer)

Für Kulturarten, für welche keine Angaben der Landwirtschaftsberater vorliegen (i.e. eine ganze Reihe von Feldfrüchten mit allerdings vergleichsweise geringem Flächenanteil) wurden für die höher gelegenen Teile der Alb, ausgehend von den für die tiefer gelegenen Bereiche vorhandenen Werten, Ersatzwerte abgeschätzt, indem auf die vom LTZ für die untere Alb angegebenen Werte die Differenz [kg/ha/a] des in den höheren Lagen höheren Stickstoffaustrags aufgeschlagen wurde:

$$\text{Wert (LTZ*, oAlb)} = \text{Wert (LTZ, uAlb)} + [\text{Mittel (LRA, oAlb)} - \text{Mittel (LRA, uAlb)}]$$

Von dieser mangels Eingangsdaten erfolgten groben Schätzung von Ersatzwerten betroffen sind, wenn Stickstoffumsätze beim Anbau von Futtergräsern als jenen unter Grünland vergleichbar betrachtet werden, aktuell 7 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in den höher gelegenen Teilen der Alb (1979 noch 13.4 %).

Angaben zur Bewirtschaftung (Düngung und Erträge) liegen aus dem LTZ-Bericht für die Jahre 1980, 1995 und 2005 vor ⇔ jene der Landwirtschaftsberater nur für den Zustand "aktuell" (seit 2005) und "Ende der 70er Jahre" (1979/80).

Tab. 7.1: Berechnungsgrundlagen und N-Salden ausgewählter Kulturen im Teilgebiet "untere Albfläche" (LTZ = Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried", LRA = für KLIMOPASS erhobene Angaben der Landwirtschaftsberater).

	Untere Albfläche (mittel)			Parabraunerde		Braunerde-T.fusca	
	LTZ (2009): Ertrag [dt/ha]			LRA (2011)		LRA (2011)	
Kulturart	1980	1995	2005	1979	aktuell	1979	aktuell
Gruen	90	90	95	115	115	90	90
WWei	75	75	85	77.5	97.5	72.5	92.5
WGer	70	70	75	67.5	87.5	62.5	82.5
SGer	55	55	60	60	75	55	72.5
SMai	500	550	580	500	656	500	625
Raps	35	39	45	40	47.5	40	45
	LTZ: Düngung [kg N/ha]			LRA (2011)		LRA (2011)	
Kulturart	1980	1995	2005	1979	aktuell	1979	aktuell
Gruen	225	225	225	235	235	205	205
WWei	187	177	197	180	200	180	200
WGer	166	147	167	130	180	130	180
SGer	77	68	88	100	125	90	120
SMai	176	176	196	150	165	150	165
Raps	196	197	227	230	230	230	230
	LTZ: Entzug [kg N/ha]			LRA (2011)		LRA (2011)	
Kulturart	1980	1995	2005	1979	aktuell	1979	aktuell
Gruen	-243	-243	-257	-311	-311	-243	-243
WWei	-164	-164	-186	-170	-214	-159	-203
WGer	-129	-129	-138	-124	-161	-115	-152
SGer	-83	-83	-91	-91	-113	-83	-109
SMai	-225	-248	-261	-225	-295	-225	-281
Raps	-117	-131	-151	-134	-159	-134	-151
	LTZ: Kultursalden [kg N/ha]			LRA (2011)		LRA (2011)	
Kulturart	1980	1995	2005	1979	aktuell	1979	aktuell
Gruen	-18	-18	-32	-76	-76	-38	-38
WWei	23	13	11	10	-14	21	-3
WGer	37	18	29	6	19	15	28
SGer	-6	-15	-3	9	12	7	11
SMai	-49	-72	-65	-75	-130	-75	-116
Raps	79	66	76	96	71	96	79
	LTZ: N-Salden [kg N/ha]			LRA (2011)		LRA (2011)	
Kulturart	1980	1995	2005	1979	aktuell	1979	aktuell
Gruen	22	16	5	16	7	16	7
WWei	37	21	16	24	7	34	7
WGer	51	25	31	21	21	28	29
SGer	16	11	8	24	15	22	15
SMai	16	10	7	16	7	16	7
Raps	91	68	74	103	67	103	75

Insofern auch die Berechnungsgrundlagen für den LTZ Bericht seinerzeit mit den lokalen Landwirtschaftsberatern abgestimmt wurden, überrascht es kaum, dass die Relation der auf Basis beider Datenquellen berechneten Salden zwischen den Kulturen ebenso übereinstimmt, wie die Größenordnung der Überschüsse in

den Teilgebieten "Donauried" und "untere Albfläche" – wir erhalten auf Basis der nach Böden differenzierten Angaben allerdings eine mitunter beachtliche Spannweite zwischen einem günstigen oder ungünstigen Standort; die Mittelwerte nach LTZ Bericht liegen teils zwischen den für günstige / ungünstige Standorte ermittelten Werten, teils nahe bei einem der beiden Werte, jedoch nur in Einzelfällen deutlich außerhalb des dadurch aufgespannten Wertebereiches.

Auf die Salden der einzelnen Kulturen und Standorte soll an dieser Stelle nur am Rande eingegangen werden; wie bereits dargestellt kommt ihnen im KLIMOPASS Projekt lediglich eine flankierende Rolle zu. Es lohnt sich indes ein Blick auf einige grundlegende Charakteristika der berechneten Stickstoffüberschüsse:

Bei Gewichtung nach den Flächenanteilen der Kulturarten ergeben sich auf Basis beider verwendeter Berechnungsgrundlagen vergleichbare Gebietsmittel. In der unten stehenden Tabelle sind zusätzlich zur ausgewaschenen Stickstoffmenge die mittlere Sickerwassermenge und die sich dabei ergebende Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben. In der oberen Hälfte sind die Ergebnisse für die 80er-Jahre als dem Zeitraum mit den höchsten Stickstoffüberschüssen aufgeführt, in der unteren Hälfte die Ergebnisse für das letzte Jahrzehnt. Die Vorgehensweise bei der flächenhaften Regionalisierung wird in Abschnitt 7.4 erläutert werden.

Tab. 7.2: Ausgewählte statistische Kennwerte einer Nitratrandbedingung auf Basis von N-Salden. Mittelwerte für die Jahre 1981-1990 und 2001-2010 für den nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes; exemplarische Zusammenstellung für landwirtschaftlich genutzte Flächen im Bereich des Karstaquifers (= Albfläche); "komplexe Parzellen" können Grünland und Ackerkulturen umfassen, wobei der Grünlandanteil im Projektgebiet überwiegt; im Bereich des Torfaquifers ausgewaschenes Nitrat kann einem anschließenden Nitratabbau unterliegen.

Regionalisierte Nitratreinträge auf Basis N-Salden für die Jahre 1981-1990

Mittel über alle Nutzungen

Bereich	km ²	mm/a
Karst	777.0	307.2
Kies	126.4	181.1
Torf	41.6	194.6

Salden nach LTZ

kg/ha	mg/l
19.8	28.6
11.7	28.6
16.0	36.4

Salden nach LRA

kg/ha	mg/l
18.3	26.4
13.4	32.9
37.2	84.6

Landwirtschaft "Karstaquifer"

Nutzung	km ²	mm/a
Acker	361.4	337.3
Grünland	29.5	400.1
"komplex"	93.4	397.1

Salden nach LTZ

kg/ha	mg/l
30.5	40.0
15.5	17.2
23.0	25.7

Salden nach LRA

kg/ha	mg/l
27.6	36.2
24.4	27.1
19.0	21.2

Regionalisierte Nitratreinträge auf Basis N-Salden für die Jahre 2001-2010

Mittel über alle Nutzungen

Bereich	km ²	mm/a
Karst	777.0	295.7
Kies	126.4	182.1
Torf	41.6	196.1

Salden nach LTZ

kg/ha	mg/l
16.5	24.7
8.9	21.7
13.8	31.2

Salden nach LRA

kg/ha	mg/l
15.0	22.5
9.1	22.2
31.1	70.2

Landwirtschaft "Karstaquifer"

Nutzung	km ²	mm/a
Acker	361.4	329.7
Grünland	29.5	371.9
"komplex"	93.4	387.6

Salden nach LTZ

kg/ha	mg/l
26.3	35.4
8.5	10.1
14.7	16.8

Salden nach LRA

kg/ha	mg/l
22.4	30.2
19.9	23.7
14.1	16.2

Die berechneten Nitratkonzentrationen liegen in einer auf den ersten Blick durchaus plausiblen Größenordnung. In den folgenden Abschnitten wird sich allerdings zeigen, dass sie die aktuell beobachteten Nitratkonzentrationen im Grundwasser weder nach Niveau noch räumlicher Verteilung erklären und dass an den

Grundwassermessstellen und Fassungen in den vergangenen beiden Jahrzehnten auch kein nennenswerter Rückgang der Nitratkonzentrationen zu beobachten war.

Tab. 7.3: Kultursalden der wichtigsten Kulturen und Standorte im KLIMOPASS Projektgebiet auf Grundlage der von den Landwirtschaftsberatern erfragten Bewirtschaftung.

Donauried: urbar gemachter Moorboden

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
	dt/ha	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a	kg/ha/a
Gruen	60	30	11.2	-162	0.0	-121
WWei	80	80	0	-169	-6.4	-95
WGer	72.5	100	40	-130	-3.8	6
SMai (TM)	656 (210)	60	0	-295	0.0	-235

Donauried: Tschernosem / Grünland vorwiegend auf Anmoorgley

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
Gruen	115	130	22.4	-311	0.0	-158
WWei	90	150	0	-190	-7.2	-47
WGer	82.5	120	40	-148	-4.3	8
SGer	65	80	0	-98	0.0	-18
SMai (TM)	656 (210)	97.5	40	-295	0.0	-158
Raps	32.5	160	0	-109	0.0	51

tieferer Lagen der Alb: Parabraunerde (8-10 dm, nFK 160)

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
Gruen	115	60	175	-311	0.0	-76
WWei	97.5	160	40	-206	-7.8	-14
WGer	87.5	100	80	-157	-4.6	19
SGer	75	70	55	-113	0.0	12
SMai (TM)	656 (210)	110	55	-295	0.0	-130
Raps	47.5	190	40	-159	0.0	71

tieferer Lagen der Alb: Pararendzina / Braunerde-Terra fusca (5-8 dm, nFK 120/130)

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
Gruen	90	30	175	-243	0.0	-38
WWei	92.5	160	40	-195	-7.4	-3
WGer	82.5	100	80	-148	-4.3	28
SGer	72.5	70	50	-109	0.0	11
SMai (TM)	625 (200)	110	55	-281	0.0	-116
Raps	45	190	40	-151	0.0	79

höhere Lagen der Alb: Pararendzina / Braunerde-Terra fusca (5-8 dm, nFK 120/130)

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
Gruen	75	30	140	-203	0.0	-33
WWei	82.5	100	100	-174	-6.6	19
WGer	75	100	80	-134	-3.9	42
SGer	72.5	80	55	-109	0.0	26
SMai (TM)	531 (170)	90	55	-239	0.0	-94
Raps	37.5	150	40	-126	0.0	64

höhere Lagen der Alb: Pararendzina (3-5 dm, nFK 60/85)

Kulturart	Ertrag	min. Düng.	org. Düng.	Entzug	Nebenprod.	Kultursaldo
Gruen	60	60	70	-162	0.0	-32
WWei	72.5	80	100	-153	-5.8	21
WGer	60	80	80	-107	-3.2	49
SGer	72.5	80	35	-109	0.0	6
SMai (TM)	422 (135)	90	55	-190	0.0	-45
Raps	32.5	150	40	-109	0.0	81

* Erträge für Weizen, Gerste und Raps sind Kornerträge, jene für Grünland und Silomais sind Biomasserträge; für Silomais ist neben dem Hektarertrag in Klammern der mit den anderen Kulturen besser vergleichbare Ertrag an Trockenmasse angegeben. Die für das Grünland im Donauried angegebene organische Düngung stammt aus dem relativ

kleinen Anteil von Flächen, auf welchen anstelle der in Schutzzone II überwiegend praktizierten Mineraldüngung eine Ausbringung von Festmist erfolgt.

Auffällig sind weiterhin Feldfrüchte mit mehr oder weniger ausgeprägt negativen Kultursalden – wobei sich die beiden herangezogenen Informationsquellen zwar im Einzelfall hinsichtlich der absoluten Zahlenwerte nicht aber grundsätzlich im Hinblick auf die Häufigkeit des Auftretens und die davon betroffenen Kulturen unterscheiden (vgl. auch **Tab. 7.1**). Nach dem hier gewählten, aus dem bereits mehrfach zitierten LTZ Bericht übernommenen Ansatz wird der stets auftretende Restwert der Nitratauswaschung in diesen Fällen aus atmosphärischer Deposition und Denitrifikation berechnet. Der für solche Kulturarten unterstellte Beitrag zur Nitratauswaschung ist also jenem eines im natürlichen Gleichgewicht stehenden Standortes vergleichbar – die Kultur wirkt dabei aber stickstoffzehrend. Weniger überraschend als das Phänomen an sich (dass Ackerbau stickstoffzehrend wirken kann und dass sich insbesondere innerhalb von Fruchtfolgen Kulturarten finden, deren praktizierte Bewirtschaftung nur in Verbindung mit den jeweiligen Vor- und Folgefrüchten funktioniert, ist hinreichend bekannt), ist die Größenordnung der Zahlenwerte. So ergeben sich zwischen der durch Düngung zugeführten und mit dem Erntegut entzogenen Stickstoffmenge beim Silomais Defizite von 50 - 100 kg/ha/a auf der höheren Alb und 115 - 155 kg/ha auf günstigen Standorten. Für diese günstigen Standorte werden auch für den Winterweizen als nach Flächenanteil besonders wichtiger Kultur negative Kultursalden angegeben: sind diese im Bereich der unteren Albfläche noch nahezu ausgeglichen, verbleiben im Donauried auf Böden mit besonders hohen Gehalten organischer Substanz Defizite von 50 (mineralische Böden) bis 100 kg/ha (Torf).

Nun stammen die seitens der Fachbehörden zusammengestellten Angaben aus einer landwirtschaftlichen Praxis, in welcher die zu den Kulturen verabreichten Düngergaben, die mittleren Erträge und deren Stickstoffgehalt gut bekannt sind. Wenn zu einer Kultur deutlich weniger gedüngt als mit dem Erntegut entzogen wird, so wird ein Teil der Stickstoffversorgung aus anderen Quellen gedeckt: durch Nachlieferung aus dem Humusvorrat, Mineralisierung verbliebener Anteile organischer Düngergaben der Vorjahre oder durch das Aufzehren mineralisch vorliegender oder in Zwischenfrüchten über den Winter gebrachter Überschüsse zuvor angebaute Kulturen. Zugleich muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die Mineralisierung organischer Substanz aus Humus, Ernteresten oder organischem Dünger der Vorjahre keineswegs auf die Vegetationsperiode der Hauptfrucht beschränkt bleibt. Der Bilanzansatz "N-Salden" wird für Feldfrüchte mit negativen Kultursalden deshalb möglicher Weise eine mehr oder minder zu geringe Untergrenze der tatsächlich erfolgenden Stickstoffauswaschung liefern.

In diesem Zusammenhang soll noch einmal etwas ausführlicher auf den Silomais eingegangen werden, dessen stark negative Kultursalden (und daraus abgeleitet geringe Nitratauswaschung) sich als für die Wasserwirtschaft irritierend erweisen. Der Mais ist als Kultur mit besonders hohen Herbstwerten (d.h. im Herbst in den Böden gemessenen Gehalten an auswaschbarem Stickstoff) bekannt, weshalb als Folge des Maisanbaus gemeinhin eine besonders hohe Nitratauswaschung über das Winterhalbjahr hinweg befürchtet wird. So lagen die im Herbst gemessenen Gehalte an auswaschbarem Stickstoff über die letzten zwanzig Jahre hinweg im landesweiten Mittel für Baden-Württemberg unter Grünland bei 13 kg/ha, unter konventionellem Getreide bei 27.5 kg/ha, unter Mais demgegenüber bei 45 kg (Finck und Übelöhr, 2010). Im KLIMOPASS Projektgebiet ergeben sich aus etwa 10.000 seit Ende der 80er-Jahre von der Landeswasserversorgung durchgeführten Kontrollen je nach Teilgebiet und Standortverhältnissen Herbstwerte von 80 bis 130 kg/ha nach Mais und 70-100 kg/ha nach Raps gegenüber nur 40-80 kg nach konventionellem Getreide und immerhin 30-50 kg unter Grünland.

Tab. 7.4: Nmin-Herbstwerte [kg/ha] der vergangenen 20 Jahre im Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe (Messungen der Landeswasserversorgung) und landesweite Mittelwerte nach Finck & Übelöhr (2010).

Kulturart	Projektgebiet	landesweit
Mais	80-130	40-50
Raps	70-100	
Getreide	40-80	23-35
Grünland	30-50	12-16

Die in **Tab. 7.4** für das Projektgebiet angegebenen Spannweiten beziehen sich auf Teilgebiete mit jeweils unterschiedlichen Böden. Auf Moorböden werden auch unter Grünland im Mittel 80 kg/ha gemessen. Bei den konventionellen Getreiden ergibt sich eine deutliche Differenzierung von geringeren Werten im Bereich der höheren und mittleren Albfläche (40 bzw. 47 kg/ha) über höhere Werte auf der unteren Albfläche (56 kg/ha zwischen Lone und Übergang in den Kiesaquifer) zu sehr hohen Werten im Donauried selbst (knapp 70 kg/ha im östlichen Teil, knapp 80 kg/ha im westlichen Teil → dort werden an Fassung 5 im aus dem Kiesaquifer entnommenen Wasser auch die höchsten Nitratkonzentrationen gemessen).

Zwischen den wichtigsten Getreidearten (Winterweizen, Wintergerste, Sommergerste) ergibt sich aus einer über die gesamte Albfläche hinweg durchgeführten Auswertung praktisch keine Differenzierung der Herbstwerte: Winterweizen 49.5 kg/ha, Sommergerste 46.6 kg/ha, Wintergerste 44.9 kg/ha, Triticale 43.5 kg/ha ⇔ positiv fällt allerdings der Hafer mit 38.1 kg/ha auf. Zum Raps ist in Tabelle 7.4 kein landesweiter Vergleichswert angegeben. Die Gruppe der Ölfrüchte, bei denen es sich überwiegend um Raps und Sonnenblumen handeln dürfte, weist im landesweiten Mittel indes mit 45-55 kg/ha eher noch etwas höhere Herbstwerte auf als der Mais.

Zusammenfassend bleiben zwei Punkte festzuhalten:

- die in den Böden gemessenen Herbstwerte an auswaschbarem Stickstoff liegen im Einzugsgebiet des Langenauer Donaurieds für alle Kulturarten deutlich über dem landesweiten Mittel, was jedoch auch vor dem Hintergrund der im Projektgebiet anzutreffenden Böden gesehen werden muss
- die höchsten Herbstwerte finden sich nach Silomais (mit stark negativen Kultursalden) und unter Raps (mit hohen Stickstoffüberschüssen)

Wie bereits in früheren Projekten von anderer Seite festgestellt wurde, "besteht kein Zusammenhang zwischen N-Salden und Nmin Herbstwerten" (Scheck et. al, 2008). Nach Finck und Übelöhr (2010) erklären sich die Herbstwerte "nicht allein aus den N-Salden" sondern auch aus der Mineralisierung / Immobilisierung von Ernteresten und produktionstechnischen Maßnahmen. Am eindrücklichen Beispiel des Silomaisanbaus scheint die unter dieser Kultur erfolgende und in der Düngepraxis entsprechend angerechnete erhöhte Mineralisierung dazu zu führen, dass nicht nur ein erheblicher Teil des Stickstoffbedarfs der Pflanze aus dieser starken Mineralisierung gedeckt wird, sondern zugleich trotz Entzugsdüngung am Beginn der winterlichen Auswaschungsperiode relativ hohe Restwerte an auswaschbarem Stickstoff im Boden vorliegen.

Umgekehrt verbleibt auch eine Unsicherheit, ob die Auswaschung unter Kulturen mit hohen Stickstoffüberschüssen nach dem N-Salden Ansatz nicht überschätzt wird. Allgemein findet der Ansatz seine Beschrän-

kung darin, dass der Boden als Speicher mit Auf- und Abbau von Stickstoffvorräten (abhängig von Faktoren wie Klima, Witterung und Fruchtfolge) nicht explizit beschrieben wird: Humuszehrung tritt lediglich implizit in Erscheinung, um negative Kultursalden auszugleichen; im Gegenzug werden auch mögliche Akkumulationsprozesse außer Acht gelassen. Demgegenüber wäre in der Realität auch unter Kulturen mit positiven Salden aus Düngung und Ernteabfuhr über relativ lange Zeiträume hinweg eine zusätzliche Standortnachlieferung von 10 - 20 kg/ha/a möglich, ohne dass sich dies in einer unmittelbar erkennbaren Degradierung der Böden bemerkbar machen muss. Ein typischer Ackerboden mit 1.8 - 2.5 % Humus in der Ackerkrume (den oberen 10 cm des Profils) enthält allein in dieser 1600 - 2200 kg Stickstoff je Hektar. Allein die 600 kg Differenz in der Krume eines durchschnittlichen Ackers mit wahlweise eher hohem oder geringem Humusgehalt bewirken bei allmählichem Humusabbau über 30 - 60 Jahre hinweg eine Versorgung mit 10 - 20 kg/ha/a zusätzlichem Stickstoff. Bei 200-300 mm/a Sickerwasserbildung sind dies knapp 15 bis knapp 45 mg/l, welche auch im Fall eines Gleichgewichts zwischen Düngung und Entzug mit dem Erntegut (und noch ohne Berücksichtigung atmosphärischer Deposition oder bakterieller N-Fixierung) ins Grundwasser eingetragen werden könnten. Es besteht also eine aus der Unsicherheit hinsichtlich der langjährigen Stabilität des Humusvorrats im Boden resultierende Unschärfe, welche bereits für sich allein in der Größenordnung der im Grundwasser beobachteten Nitratgehalte liegt.

Zu den vorgenannten Zahlen kommt noch einmal in etwa die gleiche Menge an organischer Substanz aus dem Rest des Bodenprofils hinzu. Allgemein wird von einer jährlichen Mineralisierung von 1 - 3 % ausgegangen. Bei 2 % Humusgehalt und einem C/N-Verhältnis von 1:10 werden typischer Weise etwa 40 - 80 kg/ha mineralisiert, damit pflanzenverfügbar oder auswaschbar – können aber ebenso gut auch wieder in organische Substanz eingebaut werden. Im Unterschied dazu weisen die Böden im Projektgebiet fast durchweg mehr als 3 %, in den höheren Lagen aber auch bis zu 6 % Humusgehalt auf.

Tab. 7.5: *Beispiele für typische Umsatzraten des Humusvorrats in Ackerböden.*

Humus [%]	kg N/ha	Mineralisierung [kg N/ha]	
		1% p.a.	2% p.a.
1.8	3176	31.8	63.5
2.5	4412	44.1	88.2
3.0	5294	52.9	105.9
4.0	7059	70.6	141.2

Selbst eine jährliche Nachlieferung von 150 kg/ha wie auf einzelnen Standorten für Silomais benötigt bzw. aus der landwirtschaftlichen Praxis empirisch belegt (gleiche Größenordnung für Grünland auf Anmoorgley ↔ für Winterweizen auf mineralischen Böden maximal 50 kg/ha) lässt sich also erklären. Wir erhalten ein Gesamtbild zu Bewirtschaftung, Kultursalden und Herbstwerten, in welchem sich für auf den ersten Blick vorhandene Widersprüche bei eingehender Betrachtung mit dem Prozessverständnis in Einklang stehende Erklärungen finden, welche diese Widersprüche aufzulösen vermögen. Wir kommen im Gegenzug allerdings nicht um die Erkenntnis herum, dass sowohl bei einer auf N-Salden basierenden Bilanzbetrachtung als auch hinsichtlich der Randbedingungen für eine Simulation mit deterministischen Modellen eine Unsicherheit besteht, welche mindestens in der Größenordnung der untersuchten Zielgröße (Nitratgehalt im Sickerwasser) selbst liegt:

- nach den vorstehenden Ausführungen kann die Unsicherheit hinsichtlich einer unter der gegenwärtigen Bewirtschaftungsweise im mehrjährigen Mittel erfolgenden Nachlieferung aus dem Humusvorrat (oder auch eines Humusaufbaus) kaum unter 10 bis 20 kg/ha/a angesetzt werden

- zudem führt eine Unsicherheit von wenigen [kg/ha] bei Stickstoffentzug mit der Ernte, Verbleib von Ernteresten und Düngergaben mühelos zu weiteren 10 bis 20 kg Abweichung für die kulturspezifischen Stickstoffüberschüsse: für einen Winterweizen mit 200 kg Düngung und "95-100 dt" Ertrag (knapp 210 oder knapp 220 kg Stickstoffentzug) machen fünf Prozent Unsicherheit bei der Düngung und die minimale Spannweite des angegebenen Ertrags jeweils 10 kg N in der Stickstoffbilanz aus
- im Grundwasser des Donaurieds werden mittlere Nitratkonzentrationen von 30-40 mg/l gemessen, welche bei im Einzugsgebiet 200-300 mm/a Sickerwasserbildung aus einer mittleren Auswaschung von 15-30 kg/ha hervorgehen; wenngleich die Landwirtschaft zu dieser Auswaschung mit Sicherheit überproportional beiträgt, so kann sie aufgrund des Flächenanteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche (64 %) zumindest nicht über 45 kg/ha/a liegen

7.3 EINSATZ DES AGRARÖKOSYSTEMMODELLS EXPERT-N

7.3.1 MODELLBESCHREIBUNG

Das Modellsystem Expert-N wurde Anfang der 90er-Jahre von Priesack& Engel (1993) am Institut für Bodenökologie, der inzwischen als Helmholtz-Zentrum München (Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt) bekannten Forschungseinrichtung, entwickelt. Es handelt sich um ein Modellpaket für die Simulation der Wasser-, Stickstoff- und Kohlenstoffdynamik im System Boden-Pflanze-Atmosphäre. Expert-N besteht aus einer Vielzahl von Modulen (**Abb. 7.2a**), welche sowohl physikalische als auch konzeptionelle Ansätze zur Beschreibung von

- Bodenwasserhaushalt
- Bodenwärmehtransport
- Kohlenstoffumsetzung
- Stickstoffumsetzung
- Bewirtschaftungsmaßnahmen
- Pflanzenwachstum, Bestandesentwicklung

enthalten. Dabei stehen für einzelne Teilprozesse wie Stickstoffmineralisierung, Bodenwasserbewegung oder dem Einfluss von Nährstoffversorgung und Wasseraufnahme auf das Pflanzenwachstum meist mehrere Ansätze zur Auswahl, wobei es sich häufig um bereits zuvor in anderen Modellen erprobte Verfahren handelt, teilweise auch um Weiterentwicklungen auf Grundlage dieser Verfahren oder von in der wissenschaftlichen Fachliteratur publizierten Ansätzen.

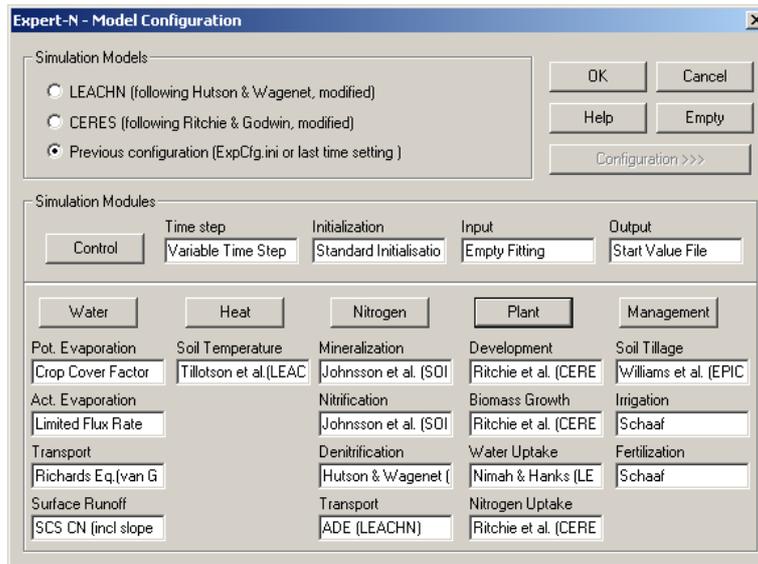


Abb. 7.2a Beispiel für eine Konfiguration mit dem Modellbaukasten Expert-N.

Die Modellierung mit Expert-N erfolgt schlagbasiert für eine Vegetationsperiode. Zur Durchführung mehrjähriger Simulationen können die Ergebnisdateien eines Simulationslaufs als Startdateien für das jeweils folgende Bewirtschaftungsjahr verwendet werden.

Die Simulation von Pflanzenwachstum und Stickstoffaufnahme kann nach zwei Ansätzen erfolgen: vollwertige Wachstumsmodelle beschreiben die Entwicklung des Pflanzenbestandes prozessorientiert je nach klimatischen Bedingungen am Standort in jedem Einzeljahr abhängig vom Witterungsverlauf und von der Verfügbarkeit von Wasser und Nährstoffen. Auf Grundlage einer quantitativen Beschreibung der für das Pflanzenwachstum maßgeblichen Prozesse wie Photosynthese, Mobilisierung von Kohlenstoff- und Stickstoffquellen und Respiration wird der Biomassezuwachs in den einzelnen Pflanzenorganen berechnet (**Abb. 7.2b**). Die Pflanzen nehmen bei günstigem/ungünstigem Witterungsverlauf oder besserer/schlechterer Nährstoffversorgung entsprechend mehr oder weniger Stickstoff und Wasser auf. Pflanzenwachstumsmodelle liegen für Weizen, Gerste, Mais, Kartoffel und Zuckerrüben, in einer im Entwicklungsstadium befindlichen Version auch für Grünland vor. Für Kulturen, für welche keine Wachstumsmodelle verfügbar sind, können Wachstumsverlauf und maximale (erwartete) Stickstoffaufnahme durch Entzugsfunktionen vorgegeben werden. Prozesse wie Mineralisierung und Nitratauswaschung werden dabei weiterhin witterungsabhängig als Funktion des am jeweiligen Standort im Einzeljahr auftretenden Verlaufes von Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Sickerwasserbildung simuliert. Da jedoch die Entwicklung des Pflanzenbestandes bei Vorgabe solcher Entzugsfunktionen nicht mehr Ergebnis einer Simulation ist, sondern als Randbedingung formuliert wird (Senkenterm), ist die für das KLIMOPASS Projekt maßgebliche Prognosefähigkeit bei Vorgabe einer Entzugsfunktion nur noch in eingeschränktem Maße gegeben. Die Variante mit vorgegebener Entzugsfunktion kommt deshalb im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung nur ersatzweise für den Winterraps zum Einsatz. Für die übrigen für KLIMOPASS simulierten Kulturarten (Grünland, Weizen, Gerste und Mais) wurden vollwertige Wachstumsmodelle eingesetzt, wobei für alle Kulturen einheitlich die Modulkonfiguration des Modellansatzes SPASS gewählt wurde. Dieser wurde im Rahmen der Entwicklung des Modellsystems Expert-N aufgestellt und stellt eine Weiterentwicklung und Kombination von Modellansätzen und Teilmodellen der Modelle CERES und SUCROS dar (Priesack, 2006).

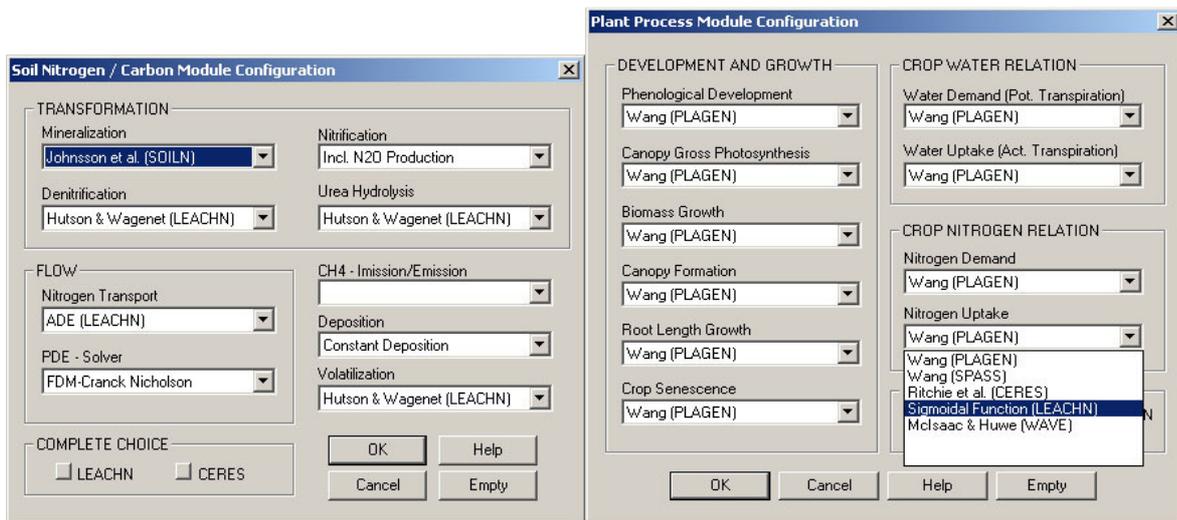


Abb. 7.2b Beispiel für eine Simulation von Pflanzenwachstum und Stickstoffaufnahme mit dem Modellbaukasten Expert-N.

7.3.2 SIMULATION DER STICKSTOFFAUSWASCHUNG

Eine deterministische und damit zugleich prognosefähige Simulation des Stickstoffhaushalts mit Expert-N erfolgte für die sechs im Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten. Wie aus **Tab. 7.6.** hervorgeht, nehmen diese sechs Kulturen aktuell mehr als 90 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ein. Mit einer Ausnahme kommen mit der Modellkonfiguration SPASS vollständige Pflanzenwachstumsmodelle zum Einsatz, welche die Produktion von Biomasse sowie dabei erfolgende Stickstoffaufnahme sowohl für Einzeljahre in der Vergangenheit als insbesondere auch unter künftig veränderten Klimabedingungen witterungsabhängig beschreiben und somit als in vollem Umfang prognosefähig angesehen werden können. Einzig für den Raps musste in Ermangelung eines geeigneten Wachstumsmodells ein Ansatz mit Vorgabe einer Entzugsfunktion (LEACHN) gewählt werden: Die Prognosefähigkeit wird in diesem Fall auf Prozesse wie Humusmineralisierung, Humusaufbau oder von saisonalen Änderungen der Sickerwasserbildung betroffene Auswaschungsprozesse reduziert: Klimatisch bedingte Änderungen des Ertragsniveaus hingegen können beim Raps bislang nicht simuliert werden.

Tab. 7.6: Mit Expert-N simulierte Kulturarten und dabei verwendete Pflanzenmodelle. Flächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche; Grünland einschließlich Anbau von Futtergräsern auf Ackerflächen.

Kulturart	Flächenanteil	Pflanzenmodell	Prognosefähigkeit
Grünland *	29.5 %	SPASS	alle Teilprozesse
Winterweizen	24.2 %	SPASS	alle Teilprozesse
Wintergerste	11.7 %	SPASS	alle Teilprozesse
Sommergerste	8.6 %	SPASS	alle Teilprozesse
Silomais	9.6 %	SPASS	alle Teilprozesse
Raps	8.0 %	LEACHN	Mineralisierung und Auswaschung ↔ <u>nicht</u> Pflanzenwachstum

Randbedingung für die Simulation mit Expert-N sind die von den Landwirtschaftsberatern abgefragten, nach Standort differenzierten Angaben zu Bewirtschaftung (Zeitpunkte, Mengen und Art der Düngergaben, Saat- und Erntetermine, Verbleib von Ernteresten) und mittleren Erträgen. Zusätzlich muss für einige Kulturen die Mineralisierung aus Humusvorrat und Ernteresten justiert werden, sofern erst diese die Stickstoffversorgung der Pflanze zu erklären vermag. Neben der Standortnachlieferung unter Grünland und der erhöhten Nachlieferung auf organischen Böden ist davon in erster Linie der Silomais betroffen, unter welchem allgemein eine deutlich erhöhte Mineralisierung erfolgt als unter anderen Ackerkulturen. Die Mineralisierungsraten erweisen sich damit in gewissem Umfang als Kalibriergröße wiewohl Wert darauf gelegt wurde, ihre Variation so gering wie möglich zu halten, d.h. sowohl für vergleichbare Standorte als auch innerhalb vergleichbarer Kulturarten möglichst einheitliche Umsatzraten anzusetzen und nur dort mit einer erhöhten Mineralisierung zu arbeiten, wo eine solche durch negative Kultursalden belegt und somit zwingend notwendig ist, um die erzielten Erträge zu erklären.

Die Simulation mit einem prozessorientierten Stickstoffmodell wie Expert-N stellt gegenüber Bilanzbetrachtungen (N-Salden) oder simplen Auswaschungsmodellen ein tiefergehendes Erklärungspotential, belastbare Ergebnisse und ein breiteres Anwendungsspektrum (einschließlich der Prognosefähigkeit für veränderte Klimabedingungen) in Aussicht. Gleichwohl unterliegt sie, ebenso wie andere Ansätze zur Beschreibung des Stickstoffhaushalts, einer Reihe von Unsicherheiten, welche insbesondere auch das absolute Niveau der berechneten Stickstoffauswaschung betreffen. Diese liegen zunächst in einer verbleibenden Unsicherheit im Hinblick auf die Bewirtschaftung (z.B. in der Praxis tatsächlich verabreichte Düngemenge, exakte Quantifizierung des Verbleibs von Ernteresten) begründet, ebenso in der zuvor angesprochenen Unsicherheit hinsichtlich Mineralisierungsraten und einer latenten Humuszehrung oder Akkumulation. Wie in Kapitel 7.2

gezeigt wurde, können sich diese Unsicherheiten ihrem Betrag nach leicht auf die Größenordnung der Nitratauswaschung selbst belaufen. Die "Überlegenheit" der Simulation mit einem deterministischen Modell wie Expert-N besteht somit in erster Linie darin, die in der Vergangenheit beobachtete Variabilität der Bilanzgrößen von Jahr zu Jahr, den saisonalen Verlauf von Stickstoffgehalten im Boden und Nitratgehalten im Sickerwasser oder die Reaktion von Umsatzraten und Pflanzenwachstum auf Einzeljahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf oder geänderte klimatische Randbedingungen abbilden zu können. Das berechnete Ergebnis der Stickstoffauswaschung wird zeitlich besser aufgelöst und Phasen mit hoher Auswaschung und deren Ursachen können besser identifiziert und ihren Ursachen nach erklärt werden ⇔ ABER das mehrjährige mittlere absolute Niveau [kg/ha] bleibt von den verfügbaren Informationen zur Bewirtschaftung und in den Böden stattfindenden Prozessen abhängig und mit deren Unschärfe belastet. Dabei können bestehende Inkonsistenzen und offene Fragen womöglich erst durch die Modellanwendung aufgedeckt werden – sie werden dadurch aber noch nicht beantwortet. Und nicht zuletzt wohnen einem vergleichsweise komplexen Modellsystem auch seinerseits Unsicherheiten inne, welche etwa die Zuverlässigkeit einzelner Modellansätze für bestimmte Standorte, die Übertragbarkeit von Parametern, insbesondere jedoch die Güte betreffen, mit welcher das Modell mehrere Zielgrößen gleichzeitig mehr oder weniger zuverlässig zu reproduzieren vermag.

Neben einem für den Standort plausiblen Wasserhaushalt (Aufteilung des Niederschlags in Verdunstung, Sickerwasserbildung und ggf. Oberflächenabfluss) sollen idealer Weise der Stickstoffentzug und die erzeugte Biomasse getroffen werden. Da hierbei auch Sorteneigenschaften eine erhebliche Rolle spielen und die für einzelne Kulturen verfügbaren Pflanzenmodelle unterschiedlich weit entwickelt und unterschiedlich gut auf die Verhältnisse im Projektgebiet angepasst sind, sollte für KLIMOPASS (→ mit der Nitratauswaschung als primärer Zielgröße) im Zweifelsfall auf den Stickstoffentzug mit dem Erntegut optimiert werden. Gleichwohl muss auch der Biomasseertrag zumindest so gut abgebildet werden, dass ein mit zu hoher oder zu geringer Biomasseproduktion einhergehender zu hoher oder zu geringer Wasserverbrauch die simulierte Auswaschung nicht signifikant beeinträchtigt. Insofern für die vorliegende Bearbeitung bewusst auf einzig der Kalibrierung geschuldete aber nicht durch Informationen über spezifische Eigenschaften der im Projektgebiet oder auf einzelnen Standorten angebauten Sorten begründete Eingriffe in die Pflanzenmodelle verzichtet wurde, funktioniert dies für unterschiedliche Kulturen über die unterschiedlichen Standorte hinweg mehr oder weniger gut. Im Anschluss an die Simulation der Stickstoffdynamik im Ist-Zustand für die sechs vorgenannten Kulturen auf sechs im folgenden Kapitel beschriebenen Standorten wurde daher auf Basis einer kritischen Beurteilung der erreichten Modellgüte festgelegt, welche der Kombinationen aus Kulturart und Standort zur Bestimmung (1) des absoluten Niveaus der Stickstoffauswaschung oder (2) nach dessen Justierung unter Berücksichtigung von N-Salden und verbleibenden Modellfehlern nur zur Auswertung der Dynamik zwischen Einzeljahren und klimabedingter Veränderungen verwendet oder (3) in Folge ungenügender Modellanpassung ganz verworfen werden.

Abschließend sei angemerkt, dass sowohl die Betrachtung der N-Salden als auch die Simulation mit Expert-N wichtige Beiträge zu einer relativen Differenzierung des in Abhängigkeit von Standort, Kulturart und Witterungsverlauf erfolgenden Nitratreintrags in den Grundwasserkörper leisten, dass aber keiner dieser beiden Ansätze für sich alleine, noch die beiden Ansätze in Kombination (!) in der Lage waren, im Sinne einer "Vorwärtssimulation" das mittlere absolute Niveau des im Einzugsgebiet des Langenauer Donaurieds erfolgenden Nitratreintrags exakt zu beschreiben oder gar die räumliche Verteilung der im Grundwasser beobachteten Nitratkonzentrationen in befriedigender Weise nachzuzeichnen; ein dazu geeignetes Erklärungsmodell konnte erst durch inversen Abgleich mit den im Grundwasser gefundenen Konzentrationen aufgestellt werden.

7.3.3 TYPSTANDORTE

Im Unterschied zu der mit GWN-BW durchgeführten Simulation von Bodenwasserhaushalt und flächenhafter Grundwasserneubildung, welche sowohl für den historischen Ist-Zustand als auch für die Szenariosimulation räumlich detailliert für mehr als 5000 Grundflächen durchgeführt wurde, erfordert die Simulation mit Expert-N nach Bearbeitungsaufwand, Rechenzeit, Ergebnismenge und Aufwand für die Prüfung, Plausibilisierung und weitere Verarbeitung dieser Ergebnisse eine Reduktion auf eine überschaubare Zahl von Typstandorten, welche die über das Projektgebiet hinweg auftretende Bandbreite eines "typisch mittleren" Stickstoffhaushalts abdecken. Erfasst werden sollen dabei nicht die nach Boden, Klima und Bewirtschaftung auftretenden Extreme, denn vielmehr die Bandbreite zwischen einem Standort mit *typisch mittlerem* günstigen und ungünstigen Boden, *typisch mittlerem* Klima der höheren Lagen und *typisch mittlerem* Klima der klimatisch begünstigten Lagen. Die Typstandorte sollen dabei entweder für eine möglichst große Zahl von Einzelflächen unmittelbar repräsentativ sein (→ für KLIMOPASS gewählter Ansatz) oder eine mehrdimensionale Interpolation zwischen Typstandorten mit numerisch skalierten Merkmalsausprägungen (z.B. Jahresniederschlag und nutzbare Feldkapazität) erlauben. Beschrieben werden soll also etwas nach den wichtigsten Standortbedingungen "typisch mittleres" oder hinsichtlich der aufgespannten Bandbreite für die "typisch mittlere Bandbreite" repräsentatives, wobei diesem Anspruch in der Praxis nur bedingt gerecht zu werden ist, da sich sowohl im Hinblick auf die Standortverhältnisse als auch für die Bewirtschaftung die Frage stellt, inwiefern unter einer Vielzahl unterschiedlicher Böden mit/ohne Stauwassereinfluss, unterschiedlicher Profiltiefe, unterschiedlich humosen Oberböden, unterschiedlicher Wasserkapazität oder angesichts von Fruchtfolgen mit unterschiedlicher Vorfrucht, höchst unterschiedlichen Zwischenfrüchten, diversen angebauten Sorten und Flächen mit oder ohne langjährige organische Düngung etwas "mittleres" oder "typisches" überhaupt festlegen lässt. Generell wäre das Simulationssystem Expert-N dazu geeignet, die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsvarianten, etwa Form und Aufteilung von Düngergaben, Abfuhr von Ernteresten oder Anbau von Zwischenfrüchten oder Begrünung für einzelne Standorte zu untersuchen und hinsichtlich ihrem Einfluss auf NitratAuswaschung zu bewerten. Im vorliegenden Fall musste stattdessen versucht werden, für die betrachteten Kombinationen aus Standort und Kulturart *a priori* eine jeweils als "mittel" einzustufende Variante vorzugeben.

Einteilung in Standorte mit vergleichbaren Böden

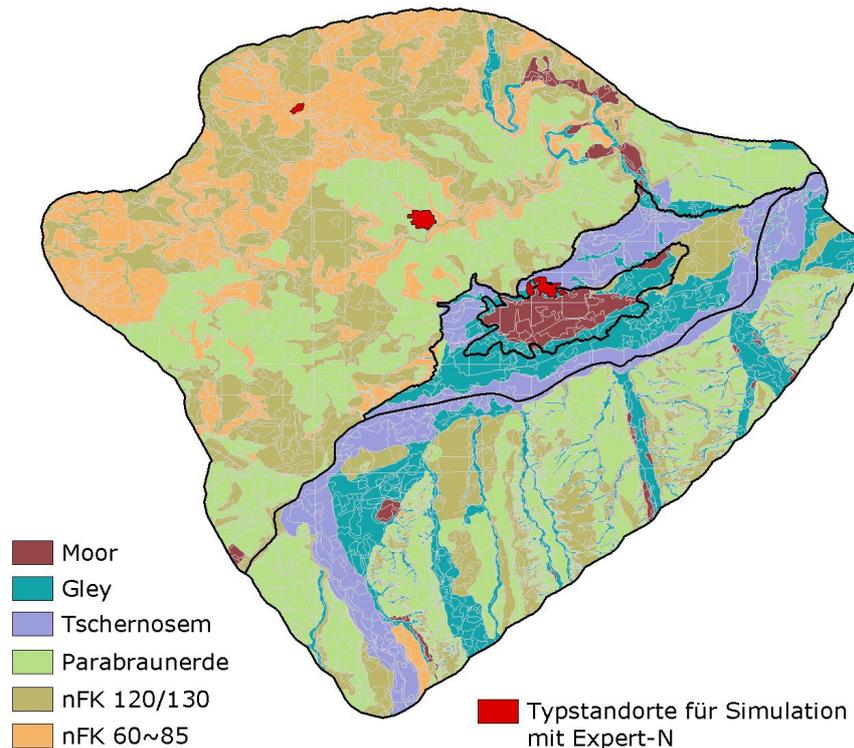


Abb. 7.3: Einteilung des Projektgebiets in Standorte mit ähnlichen Böden. Schwarze Linien: Verbreitung des Torf- bzw. Kiesgrundwasserleiters und Verlauf der Donau.

Auf die ihrem Flächenanteil nach dominanten Kulturarten wurde bereits in den vorstehenden Kapiteln eingegangen. Im Hinblick auf die Standortverhältnisse wurde eine Einteilung vorgenommen, welche das Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds in drei Zonen mit jeweils unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und sechs vorherrschende Bodenformen (**Abb. 7.3**) einteilt. Bei einer stark an die Topographie angelegten klimatischen Differenzierung mit von der Donau zu den höheren Lagen der Alb hin zunehmendem Niederschlag und abnehmender Temperatur erweist sich die Einteilung in "Klimazonen" als vergleichsweise einfach: Eine solche Zone stellt das Donauried selbst mit den Bereichen des Torf- und Kiesaquifers dar, in denen auch andere Bodentypen anzutreffen sind als auf der Albfläche: Auf der Albfläche selbst wurde zwischen einem klimatisch gemäßigten unteren und einem rauerem höher gelegenen Teil unterschieden.

Als wesentlich komplizierter erweist sich eine Einteilung der Standorte nach den im Projektgebiet anzutreffenden Böden. Gleichwohl konnte trotz der Vielzahl an Substraten und auf ihnen entwickelten Bodentypen eine Gliederung entwickelt werden, wonach der weit überwiegende Flächenanteil des Projektgebiets von vier Leitbodenformen bzw. Gruppen von Leitbodenformen eingenommen wird:

Im tiefer gelegenen Bereich der Albfläche (bis ca. 550 m) dominiert

(A1) die Parabraunerde aus Lößlehm

- typischer Boden der flachwelligen Albhochfläche
- skelettfrei bis -arm (meist tiefgründig)

In den höheren Lagen, auf dem nicht von Löß überdeckten Oberjura werden die Verhältnisse komplizierter; landläufig bekannt und berüchtigt ist der Naturraum für den "Steinacker"

(A3) Rendzina aus Kalksteinschutt

[*und Braunerde-Terra fusca aus Verwitterungslehm*]

- als typischer Boden der Albhochfläche mit dort gut 60 % Flächenanteil
- Lehm und Ton, skelettreich (meist flach- bis mittelgründig)

⇔ in knapp 40 % der höher gelegenen Bereiche werden allerdings bessere Böden angetroffen: diese nicht "geringmächtigen, skelettreichen Böden aus Kalksteinverwitterung" bilden eine in sich nach Ausgangssubstrat und Bodentypen recht heterogene Gruppe, mit dem gemeinsamen Merkmal, dass es sich um Lehm oder "Lehm über Ton" handelt, die Böden skeletthaltig (aber zumindest die Oberböden keineswegs skelettreich) und die Profile mittel- bis tiefgründig sind.

(A2/a) Pararendzina aus lehmiger Fließerde (Mergelersatz)

[*und Braunerde-Terra fusca aus Verwitterungslehm*]

- recht häufig auf der Albhochfläche anzutreffen
- Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton (skeletthaltig, mittel- bis tief)

(A2/b) Braunerde-Terra fusca aus Verwitterungslehm

- recht häufig auf der Albhochfläche anzutreffen
- Lehm über Ton (skeletthaltig, mittel- bis tiefgründig)

(A2/+) außerdem größere Bereiche mit weiteren Böden aus der Gruppe

"Lehm über Ton, skeletthaltig, mittel- bis tiefgründig)"

⇔ die aber nicht allein aus Jurasediment entstanden sind sondern z.B. aus umgelagertem tongründigem Lößlehm (Terra-fusca Parabraunerde) oder tonig-mergeligen Molassesedimenten (Braunerde-Pelosol, Pararendzina)

Zuletzt finden sich im Ried mehrere typische Böden mit jeweils sehr spezifischen charakteristischen Merkmalen, welche aber auch eine nicht zu vernachlässigende Reihe von Gemeinsamkeiten aufweisen:

- ↳ sie sind tiefgründig, skelettfrei oder skelettarm
- ↳ sie besitzen hohe Anteile organischer Substanz
- ↳ sie besitzen eine hohe bis sehr hohe nutzbare Feldkapazität

(R1) vergleyter Tschernosem aus Schwemmlöß

- am Rand zur Alb: skelettfrei bis -arm, tiefgründig, nFK 200 - 300 mm

(R2) Niedermoor

- Torf: ebenfalls skelettfrei bis -arm, tiefgründig, nFK > 260 mm

(R3) Anmoorgley und Auengley aus Auenlehm

- skelettfrei bis -arm und tiefgründig, aber nFK "nur" 140 - 260 mm

Auf Basis dieser Einteilung wurden sechs Typstandorte mit einer für das Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds charakteristischen Kombination aus Boden und Klimabedingungen ausgewiesen. Dabei werden fünf Bodentypen (teilweise als Repräsentant einer Gruppe von Bodenformen) und drei Klima-

zonen unterschieden. Eine Gruppe von Bodenformen ist über beide Klimazonen der Albfläche hinweg weit verbreitet; zur Repräsentation dieser Gruppe im Detail recht unterschiedlicher, meist mittelgründiger Böden mit mittlerem Skelettgehalt und mittlerer Wasserkapazität (welche durch die parallel verwendete Bezeichnung "nFK 120/130 mm" charakterisiert wird) wurde exemplarisch eine Braunerde-Terra fusca ausgewählt. Ebenso handelt es sich bei dem in den höheren Lagen der Alb weit verbreiteten, jedoch nicht auf diese höheren Lagen beschränkten, eher ungünstigen Standort um eine Gruppe von Böden, unter denen die Rendzina vornehmlich als Grünlandstandort, als Typstandort für Ackerbau dagegen eher eine (nicht allzu mächtige) Pararendzina in Frage kommt.

Tab. 7.7: Typstandorte für die Simulation mit Expert-N.

Klimazone	Boden
Donauried	urbar gemachter Moorboden
Donauried	Tschernosem aus Schwemmlöß (Acker) Grünland auf Anmoorgley
untere Albfläche	Parabraunerde
untere Albfläche	Braunerde-Terra fusca
höhere Albfläche	Braunerde-Terra fusca
höhere Albfläche	Pararendzina (Acker) Grünland auf Rendzina

7.3.4 SZENARIOSIMULATION

Auf jedem dieser Typstandorte erfolgt die Simulation mit Expert-N für die sechs nach Flächenanteil wichtigsten Kulturen (Grünland, Winterweizen, Wintergerste, Sommergerste, Silomais und Raps), wobei auf dem Torfstandort nur vier dieser Kulturen vertreten sind. Es ergeben sich 34 Kombinationen aus Kulturart, Boden und klimatischen Verhältnissen. Dadies mit einem Szenariengenerator erzeugten Wetterdaten bereits für den Ist-Zustand systematische Abweichungen von den tatsächlich erfassten Zeitreihen aufweisen können (der Szenariengenerator vermag das Klima des Ist-Zustands zwar in sehr guter Näherung aber nicht exakt zu reproduzieren) sollten bei Auswertungen zu erwarteten klimabedingten Veränderungen die synthetischen Projektionen für die Zukunft nach Möglichkeit nicht direkt mit den historischen Zeitreihen sondern mit einer mit dem gleichen Szenariengenerator erstellten synthetischen Re-Simulation des Ist-Zustands verglichen werden. So fällt etwa der WETTREG Niederschlag erfahrungsgemäß um einige wenige Prozent geringer aus als der real beobachtete. Auswertungen zu erwarteten Veränderungen des Wasserhaushalts sollten aber nur die klimabedingte Veränderung beinhalten und nicht von Ineffizienzen des Szenariengenerators beeinflusst sein. Dieser Diktion folgend wurden auch die für KLIMOPASS vorgenommenen Abschätzungen zur Änderung der Nitratauswaschung unter veränderten Klimabedingungen aus dem Abgleich von Expert-N Simulationsergebnissen auf Basis der WETTREG Szenarien für die Zukunft gegen solche auf Basis der WETTREG Re-Simulation für den Ist-Zustand (1971-2000) gewonnen.

Insofern die WETTREG Szenarien für Kalenderjahre vorliegen, die Simulation von Pflanzenwachstum und Stickstoffdynamik aber für Bewirtschaftungsjahre durchgeführt werden muss, welche im Fall von Wintergetreide spätestens mit dessen Saat im Herbst beginnen (zweckmäßiger Weise für alle Kulturen: nach Ernte der Vorfrucht), liegen in einer 20 Jahre umfassenden WETTREG-2006 Realisation nur 19 vollständige Bewirtschaftungsjahre. Gleichwohl beläuft sich der Umfang der Simulation mit dem Stickstoffmodell bereits für die auf den ersten Blick geringe Zahl von sechs Typstandorten mit sechs (in einem Fall: vier) darauf angebauten Kulturen auf $34 \times 1200 = 40\,800$ Modelljahren.

Dabei erfolgt die Simulation mit Expert-N jeweils unter Verwendung der aktuellen Bewirtschaftung als Randbedingung des Stickstoffhaushalts der Typflächen. Tatsächlich haben in den vergangenen vierzig Jahren tiefgreifende Veränderungen in der Landwirtschaft stattgefunden, welche mit Schlagworten wie Intensivierung, steigende Erträge, entsprechend höheren Düngermengen aber auch Änderungen der Flächenanteile angebauter Kulturarten und der Fortentwicklung produktionstechnischer Maßnahmen, welche einen effizienteren Einsatz von Ressourcen und eine grundwasserschonendere Bewirtschaftung ermöglichen, lediglich angedeutet werden können. Zweifellos werden in den nächsten vierzig Jahren kaum weniger einschneidende Veränderungen der Landbewirtschaftung stattfinden, welche ihrer Art und Auswirkung nach allenfalls im Ansatz abschätzbar sind, für welche indes kaum belastbare Projektionen erstellt werden können, da sie nicht zuletzt von politischen Entscheidungen und gesellschaftlichen Entwicklungen abhängen. Im Rahmen von KLIMOPASS sollen deshalb ausdrücklich nur klimabedingt erwartete Veränderungen untersucht werden, wenngleich auch ohne Vorwegnahme der in den folgenden Abschnitten dargestellten Ergebnisse davon auszugehen ist, dass die Veränderung hinsichtlich angebauter Kulturen, Sorten und Produktionstechnik einen ungleich größeren Einfluss auf den Nitrateintrag ins Grundwasser besitzt.

Eine auf den ersten Blick etwas ungewöhnliche Konsequenz der im Projekt verfolgten Zielsetzung besteht darin, dass Simulationsrechnungen zur Bestimmung der Nitratauswaschung für den Zeitraum 1971-2000 (als dem spätest möglichen durch die WETTREG-2006 Re-Simulation abgedeckten Ist-Zustand, welcher aus statistischen Gründen nicht weniger als 30 Jahre umfassen sollte und vor dem Hintergrund der beobachteten Entwicklung mit markantem Temperaturanstieg seit Ende der 80er-Jahre vielleicht noch eher um ein Jahrzehnt in die Vergangenheit verschoben werden müsste) und die nahe Zukunft 2021-2050 unter Bezug auf die aktuelle Bewirtschaftungsweise des vergangenen Jahrzehnts durchgeführt werden, welche weder jener in der als klimatischem Bezugszeitraum angesetzten Vergangenheit entspricht, noch der betrachteten Zukunft praktiziert werden wird. Die Vorgehensweise liegt darin begründet, dass nur so die klimabedingten Veränderungen von den fortlaufenden Veränderungen der zahlreichen weiteren auf das System Pflanze-Boden wirkenden Einflussfaktoren isoliert werden können.

7.4 ERSTELLUNG EINER FLÄCHENHAFTEN NITRATEINTRAGSFUNKTION

7.4.1 REGIONALISIERUNG DES STICKSTOFFAUSTRAGS MIT DEM SICKERWASSER

Ausgehend von als langjährige Mittelwerte berechneten N-Salden oder mit Hilfe von Expert-N für Einzeljahre ausgewiesenen Werten der Stickstoffauswaschung unter Typflächen erfolgt eine Übertragung dieser Werte auf die nach Boden und Nutzung homogenen Grundflächen des Projektgebietes. Dabei wird die räumliche Ausdehnung der Flächen mit Wald, Siedlung oder landwirtschaftlicher Nutzung aus dem CORINE Landnutzungsdatensatz (**Abb. 7.4**) übernommen. Die Anteile der einzelnen landwirtschaftlichen Kulturen innerhalb der landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden zeitlich variabel aus der Agrarstatistik der Gemeinde ermittelt, auf deren Gebiet eine CORINE Fläche (bzw. ein Teil der sich häufig über Gemeindegrenzen hinweg erstreckenden CORINE Geometrien) liegt. Da CORINE im Projektgebiet vergleichsweise wenig reines Grünland ausweist und neben reinen Grünland- und Ackerflächen auch solche mit "heterogener landwirtschaftlicher Nutzung" unterscheidet, wird im Präprozessing zur Regionalisierung bevorzugt den Flächen mit heterogener landwirtschaftlicher Nutzung, teilweise aber auch den Ackerflächen, neben den Anteilen der Feldfrüchte auch ein Grünlandanteil zugewiesen, um die aus der Agrarstatistik zuverlässiger bekannten (zu-

dem zeitlich variablen) Anteile exakt abzubilden. Ausgewertet wurde die Agrarstatistik für die Jahre 1979, 1991, 1999 und 2007. Zwischen diesen Zeitpunkten wurden die Flächenanteile linear interpoliert.

CORINE Landnutzung (1990)

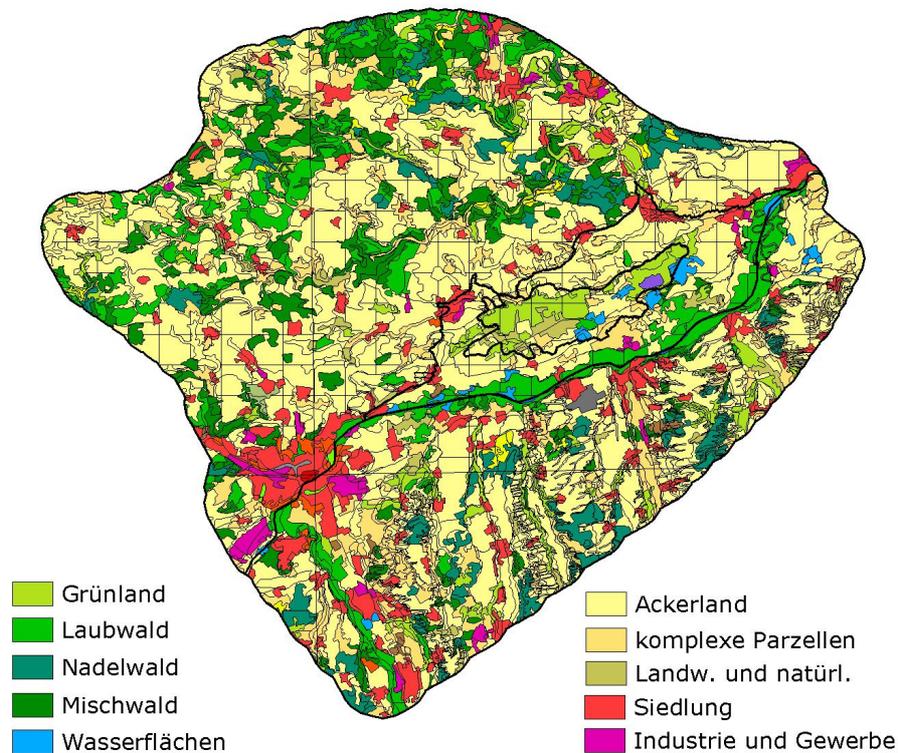


Abb. 7.4: Landnutzung im KLIMOPASS Projektgebiet. Schwarze Linien: Verbreitung des Torf- bzw. Kiesgrundwasserleiters und Verlauf der Donau.

=> jede CORINE Fläche mit landwirtschaftlicher Nutzung enthält damit zu jedem Zeitpunkt, für den die Agrarstatistik ausgewertet wurde, die Flächenanteile der in den Gemeinden, über welche sich die CORINE Fläche anteilig erstreckt, zu eben diesem Zeitpunkt vertretenen Kulturarten. Dabei wird der aus der Agrarstatistik ermittelte Grünlandanteil bevorzugt auf die in CORINE ausgewiesenen Grünlandflächen, sodann auf Flächen mit "heterogener landwirtschaftlicher Nutzung" und sofern nötig erst zuletzt als ein beigemischter Anteil auf das Ackerland verteilt.

Je nach Nutzungsform können den Grundflächen unterschiedliche Arten von Nitratrandbedingungen vereinbart werden:

- feste Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
- ein fester Stickstoffeintrag [kg/ha/a] oder eine Zeitfunktion mit den Stickstoffeinträgen für bestimmte Einzeljahre (→ in diesem Fall wird zwischen den Zeitpunkten, für welche der Stickstoffeintrag angegeben ist, linear interpoliert)
- eine mit dem Stickstoffmodell (Expert-N) simulierte Zeitreihe
- als Sonderfall ein fester Stickstoffeintrag oder eine entsprechende Zeitfunktion des mehrjährig mittleren Stickstoffeintrags [kg/ha/a], welche durch eine mit dem Stickstoffmodell simulierte Zeitreihe dynamisiert wird: das absolute Niveau wird in diesem Fall über die vorgegebene Salden festgelegt, ihnen werden jedoch die mit dem Stickstoffmodell ermittelten relativen Unterschiede zwischen den Einzeljahren aufgeprägt

Im Bereich der nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen, in erster Linie sind dies Siedlungen und Wälder, wurden feste Nitratkonzentrationen im Sickerwasser vorgegeben, wobei für naturnahe Nutzungsformen einer Hintergrundkonzentration von 10 mg/l ausgegangen wurde, wie sie für Abflüsse aus Waldgebieten durch Messungen belegt ist. Für die anthropogen beeinflussten Siedlungen (mit Stickstoffemission aus Straßenverkehr und Hausbrand) wurden pauschal doppelt so hohe Werte angesetzt (20 mg/l).

Für landwirtschaftlich genutzte Flächen wurde, was die technische Umsetzung betrifft, durchgehend mit dem Kombinationsansatz gearbeitet. Zeitfunktionen einer für diskrete Zeitpunkte angegebenen langjährig mittleren Auswaschung [kg/ha/a] wird dabei die Dynamik der Einzeljahre aus mit Expert-N simulierten Zeitreihen aufgeprägt. Für Standorte und Kulturarten, für welche die über einen betrachteten Zeitabschnitt langjährig mittlere Auswaschung durch Simulation mit Expert-N ermittelt wurde, wird die mit Expert-N simulierte Zeitreihe dabei exakt reproduziert und der jeweiligen Grundfläche (genauer: dem im jeweiligen Einzeljahr von der Kulturart eingenommenen Flächenanteil der Grundfläche) als Nitratrandbedingung zugewiesen. Der methodische Vorteil der Vorgehensweise besteht darin, dass auf anderweitiger Grundlage ermittelte Werte der Nitratauswaschung [kg/ha/a] in genau der gleichen Weise der zeitlichen Dynamik einer mit Expert-N durchgeführten Simulation unterworfen werden können und dabei für jede Kultur und jeden Standort sowohl für die Bestimmung des absoluten Niveaus als auch der zeitlichen Dynamik der Nitratauswaschung die jeweils auf die als am besten angesehene Information zurückgegriffen werden kann. So könnte etwa für eine auf der unteren Alb gelegene mehrere Hektar umfassende CORINE Ackerfläche auf Parabraunerde mit in der spezifischen Gemeinde für das Jahr 2007 aus der Agrarstatistik ermittelten (hier exemplarisch fiktiven) Anteilen mehrerer Kulturarten folgende Kombination in Frage kommen.

Tab. 7.8: Beispielhafte Darstellung der Kombinationsmöglichkeiten zwischen mehrjährig mittlerer Stickstoffauswaschung und mit Expert-N simulierter Dynamik der Einzeljahre.

Kulturart	Anteil [%]	mittleres Niveau [kg/ha/a]	Dynamik der Einzeljahre aus Simulation mit Expert-N
Winterweizen	35	Expert-N	Winterweizen auf Parabraunerde
Wintergerste	35	ExpN (korrigiert)	Wintergerste auf Parabraunerde
Silomais	15	LRA	Silomais auf Tschernosem
Sommergerste	10	Expert-N	Sommergerste auf Parabraunerde
Sommerweizen	5	LTZ	Sommergerste auf Parabraunerde

In dem in **Tab. 7.8** skizzierten Beispiel wird für Winterweizen und Sommergerste das Simulationsergebnis aus Expert-N übernommen: absolutes Niveau und relative Dynamik der Einzeljahre beruhen auf der Simulation für den hier betrachteten Typstandort Parabraunerde. Für die Wintergerste dagegen wurde die für diesen Standort mit Expert-N durchgeführte Simulation zwar als nicht gänzlich unbrauchbar eingestuft, der simulierte Entzug mit dem abgefahrenen Erntegut liegt aber möglicher Weise systematisch um 15 kg/ha unter jenem der für diesen Standort bekannten Erträge: in diesem Fall könnte die Dynamik der Stickstoffauswaschung zwischen den Einzeljahren mit witterungsbedingt gutem oder schlechtem Pflanzenwachstum und geringer/hohem Nitratauswaschung aus der Simulation übernommen werden; das absolute mittlere Niveau sollte jedoch um den zu geringen Stickstoffentzug und in der Folge zu hohen auswaschbaren Stickstoffüberschuss korrigiert werden. Für den Silomais mit für den Standort (im fiktiven Beispiel) völlig unbrauchbarer Simulation wird die im mehrjährigen Mittel ausgewaschene Stickstoffmenge ersatzweise aus einer Bilanzbetrachtung auf Grundlage der für Bewirtschaftung und Erträge auf diesem Standort vorliegenden Angaben der Landwirtschaftsberater abgeschätzt; die zeitliche Dynamik könnte über jene eines Nachbarstandortes mit ähnlicher Niederschlagshöhe und Sickerwasserbildung abgeschätzt werden. Zuletzt liegen für den Sommerweizen, als nach Flächenanteil kaum relevanter Kultur, weder standortspezifische Daten zur Bewirtschaftung noch Simulationsergebnisse des Agrarökosystemmodells vor. Einzige Informationsgrundlage für die ausgewaschene Stickstoffmenge sind in diesem Fall die Angaben aus dem LTZ Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried". Auch diese können zumindest näherungsweise auf die Einzeljahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf skaliert werden, indem ihnen die zeitliche Dynamik eines anderen Sommergetreides am gleichen Standort aufgeprägt wird.

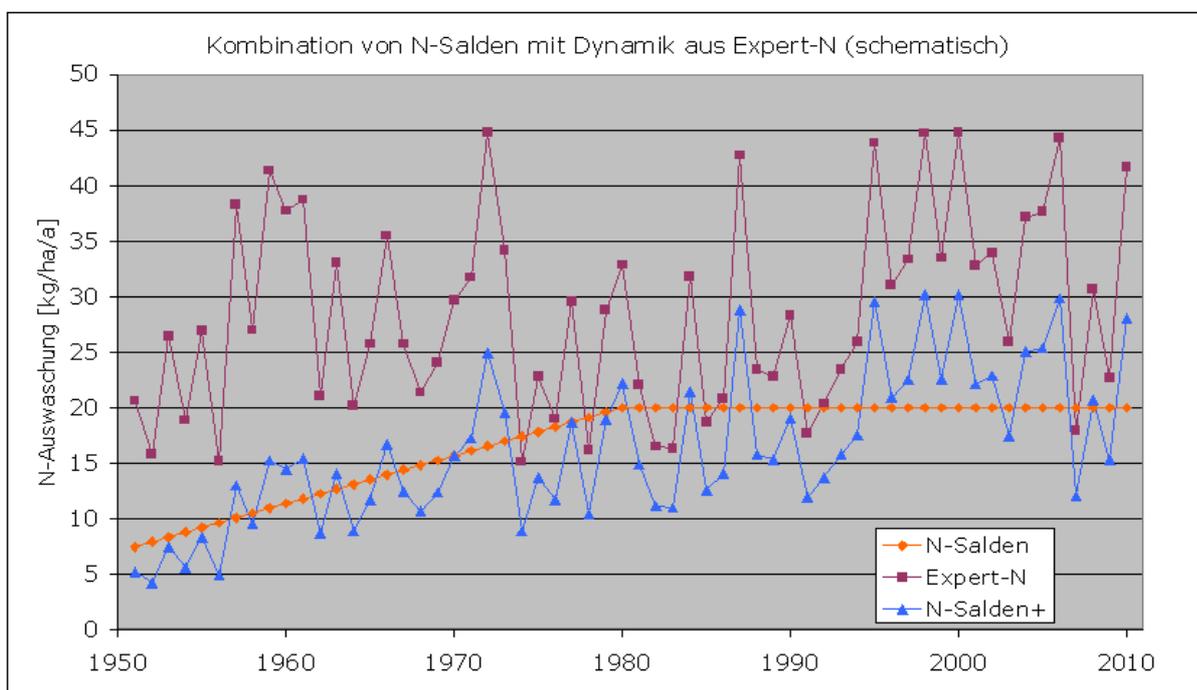


Abb. 7.5: Randbedingung aus Kombination von vorgegebenem Stickstoffeintrag (orange) und relativer Dynamik der Einzeljahre aus Expert-N (violett); schematische Darstellung.

Abb. 7.5 illustriert die Vorgehensweise bei Erstellung einer Zeitfunktion des Nitratreintrags durch Kombination von als Zeitfunktion vorgegebenen langjährig mittleren Stickstoffeinträgen (N-Salden) mit der von Expert-N für die gleiche oder eine ersatzweise herangezogene Kombination aus Kulturart und Standort simulierten Dynamik der Einzeljahre (violett). Vorgegeben wird in diesem Beispiel die Zeitfunktion für eine Kultur mit einem seit Ende der 70er-Jahre erfolgenden Austrag von im langjährig Mittel 20 kg/ha/a. Zwischen 1951 und 1980 soll diese Stickstoffauswaschung im Zuge der Intensivierung des Anbaus kontinuierlich von 7.5 auf die genannten 20 kg/ha angestiegen sein. Die relative Dynamik der Einzeljahre mit durch den Witterungsverlauf bedingt geringer oder hoher Auswaschung wird von einer auf einem vergleichbaren Standort angebauten und nach Größenordnung und saisonalem Verlauf der Stickstoffaufnahme ähnlichen Kultur übernommen, welche in diesem Beispiel allerdings einen höheren langjährig mittleren Austrag von 30 kg/ha/a aufweist und für welche bei der Simulation mit Expert-N die in den frühen Jahrzehnten noch weniger intensive Bewirtschaftungsweise zunächst noch nicht berücksichtigt wurde. Durch Aufprägen der zeitlichen Dynamik unter dieser Kultur mit Simulation in Expert-N auf die an der langjährig mittleren Stickstoffauswaschung zu drei Zeitpunkten aufgehängten Zeitfunktion jener Feldfrucht, für welche die Nitratrandbedingung erstellt werden soll, ergibt sich die im Diagramm blau dargestellte Ganglinie. Die im mehrjährigen Mittel berechnete Nitratauswaschung folgt dem Niveau des vorgegebenen Austrags mit über die 50er-Jahre hinweg 8.8, in den 60er-Jahren 12.7, in den 70er-Jahren 16.6 und 19.9 kg/ha im Zeitraum 1981-2010. Der zeitliche Ablauf von Einzeljahren oder mehrjährigen Phasen mit geringer/höher Auswaschung folgt demgegenüber der zur Dynamisierung herangezogenen Zeitreihe.

Diese je nach Betrachtungsweise große Flexibilität oder verwirrende Vielfalt an Möglichkeiten für die Ableitung von Ganglinien der Nitratauswaschung einzelner Kulturen und Standorte war bei Beginn der Bearbeitung nicht angedacht – sie erwies sich vielmehr im Projektverlauf als nötig, um das Erklärungspotential der beiden eingesetzten Verfahren mit ihren jeweiligen Vor- und Nachteilen und je nach Kultur und Standort unterschiedlich überzeugenden Ergebnissen optimal verknüpfen zu können. Dabei stellen Simulationsergebnisse aus Expert-N die bevorzugte Basis für die Ableitung der Nitratreintragsfunktion dar; sie können jedoch nur für jene Standorte und Kulturarten direkt übernommen werden, auf denen eine hohe Modellgüte im Hinblick auf die simulierten Erträge und den mit dem Erntegut erfolgenden Stickstoffzug erreicht wird. Die zugrunde liegende Problematik wurde in Kapitel 7.3.2 erläutert und führt dazu, dass für einen Teil der Kombinationen aus Kulturart und Standort eine Justierung des absoluten mehrjährig mittleren Niveaus der Stickstoffauswaschung unter Berücksichtigung von N-Salden und verbleibenden Modellfehlern vorgenommen werden musste und eine Reihe von Simulationen in Folge ungenügender Modellanpassung sogar gänzlich verworfen wurde.

Das zuvor beschriebene Regionalisierungsverfahren wurde bei der Ableitung der Nitratreintragsfunktion für den historischen Ist-Zustand (1951-2010) sowohl zur Erstellung rein saldenbasierter als auch überwiegend auf Expert-N Simulationsergebnissen aufgebauter Verteilungen angewendet. Eine Lösung, welche das absolute Niveau des im Einzugsgebiet des Langenauer Donaurieds erfolgenden Nitratreintrags hinreichend beschreibt, die zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser erklärt und auch die räumliche Verteilung der im Grundwasser beobachteten Werte in befriedigender Weise nachzeichnet, konnte jedoch erst durch inversen Abgleich mit den im Grundwasser gefundenen Konzentrationen und darauf aufbauende weitergehende Überlegungen aufgestellt werden.

7.4.2 ABGLEICH GEGEN DIE NITRATKONZENTRATION IM GRUNDWASSER

In Kapitel 7.2 (**Tab. 7.2**) wurden auf Basis von N-Salden regionalisierte mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ausgewiesen, welche im Bereich des Karstaquifers nach vollständiger Durchmischung der Sickerwasserbildung unter allen Nutzungen auf Basis der Angaben aus dem LTZ Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried" in den 80er-Jahren bei 28.6 mg/l und aktuell nur noch bei 24.7 mg/l liegen würden. Auf Basis der im Rahmen von KLIMOPASS von den lokalen Landwirtschaftsberatern erfragten Bewirtschaftung ergeben sich mit 26.4 mg/l in den 80er-Jahren und aktuell 22.5 mg/l sogar noch etwas geringere Werte. Auch im Bereich des Kiesaquifers ließe sich bei über sämtliche Nutzungen gewichteten Mittelwerten von maximal 32.9 mg/l in den 80er-Jahren und aktuell noch 22.2 mg/l keine allzu deutliche Erhöhung der Nitratgehalte im Grundwasser erklären, jedenfalls keine, welche nach Mischung großer Mengen aus dem Karstaquifer zuströmenden Wassers mit einer vergleichsweise geringen lokalen Neubildung aber gleichzeitigem Aufstieg beachtlicher Mengen nahezu nitratfreien Wassers aus dem von Molasse überdeckten Karst des südlichen Projektgebietes die über die letzten 20 Jahre hinweg den Fassungen 1, 6 und 3 des Wasserwerkes Langenau gemessenen, recht konstanten Nitratgehalte zwischen 30 und 35 mg/l bedingen könnten. Selbst wenn nur die Sickerwasserbildung unter den Kulturfleichen betrachtet und unterstellt wird, dass naturnahe Nutzungen mit ebenso hohen Nitratkonzentrationen zur Belastung beitragen, ließen sich die aktuell an den Fassungen gemessenen Werte nur erreichen, wenn keine nennenswerte Mischung mit geringer belasteten Komponenten stattfindet (was allerdings dem hydrogeologischen Kenntnisstand widerspricht). Keineswegs erklärt werden kann damit jedoch eine, an den am unteren Ende der Albfläche, unmittelbar vor dem Übertritt in den Kiesaquifer verfilterten Messstellen, über das vergangene Jahrzehnt beobachtete mittlere Nitratkonzentration von 38.5 mg/l (**Abb. 7.7**).

Die auf Basis von N-Salden erstellten Nitrateintragsfunktionen liefern demgegenüber selbst für das Sickerwasser aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bereich des Karstaquifers geringere Nitratkonzentrationen, als sie am unteren Ende der Albfläche im Grundwasser beobachtet werden. Unter Verwendung der Simulationsergebnisse aus Expert-N werden die im Grundwasser gemessenen Werte im Sickerwasser unter den Kulturfleichen fast erreicht, nach Mischung mit dem geringer belasteten Sickerwasser unter naturnahen Nutzungen ergibt sich jedoch ebenfalls ein deutlich zu geringerer Gebietsmittelwert.

Tab. 7.9: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers unter landwirtschaftlichen Flächen gebildeten Sickerwassers auf Basis unterschiedlicher Berechnungsgrundlagen. LTZ = Bewirtschaftung nach LTZ Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried", LRA = Salden aus den für KLIMOPASS abgefragten Angaben zur Bewirtschaftung, Expert-N = Simulation mit dem Stickstoffmodell.

Grundlage	1981-1990	1991-2000	2001-2010	
LTZ	28.1	25.1	23.0	N-Auswaschung [kg/ha/a]
LRA	25.7	23.3	20.7	
Expert-N	29.5	27.1	31.3	

Grundlage	1981-1990	1991-2000	2001-2010	
LTZ	35.3	34.8	29.7	Nitratkonzentration [mg/l]
LRA	32.3	32.4	26.7	
Expert-N	37.1	37.7	40.4	

Tab. 7.10: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers über alle Nutzungsformen hinweg gebildeten Sickerwassers auf Basis unterschiedlicher Berechnungsgrundlagen.

Grundlage	1981-1990	1991-2000	2001-2010

LTZ	28.6	28.4	24.7	Nitratkonzentration [mg/l]
LRA	26.4	26.6	22.5	
Expert-N	29.8	30.5	32.4	

Die für den von der Albfläche her in den Kiesaquifer übertretenden Karstwasserzustrom berechneten Nitratkonzentrationen liegen auf Basis der durchgeführten N-Salden Betrachtung deutlich, bei Einbezug der Expert-N Simulationsergebnisse zumindest bis in die 90er-Jahre merklich unter den Nitratgehalten an den überwiegend von diesem Karstwasserzustrom gespeisten Fassungen im Donauried von 30 bis 35 mg/l. Sie liegen jedoch allenfalls geringfügig unter dem Mittelwert des in Burgberg geförderten Karstwassers von 25.4 mg/l.

Tab. 7.11: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers oberhalb der Fassung Burgberg gebildeten Sickerwassers.

Grundlage	1981-1990	1991-2000	2001-2010	Nitratkonzentration [mg/l]
LRA	22.2	21.8	19.1	
Expert-N	25.1	25.5	27.5	

Wenn man weiterhin die an den meisten Messstellen nicht gerade zahlreichen, im Hinblick auf das längerfristige (hier: zehnjährige) mittlere Niveau in größeren Teilräumen aber sicher aussagekräftigen Beobachtungen an den Grundwassermessstellen im Karst betrachtet, findetman:

- unmittelbar vor dem Übertritt in den Kies: $\bar{\varnothing}$ 38.5 mg/l (30 ~ 60 mg/l)
- oberhalb des Lonetals deutlich geringer: $\bar{\varnothing}$ 25.8 mg/l (10 ~ 40 mg/l)

Die Nitratgehalte an den Messstellen in den oberen zwei Dritteln des auf der Albfläche gelegenen Zustrombereiches liegen also ebenfalls auf dem Niveau des in Burgberg geförderten Wassers, nur unwesentlich über dem aus den N-Salden für dieses Teilgebiet berechneten Mittelwert und sehr genau auf dem unter Einbezug der Expert-N Simulationsergebnisse berechneten Niveau.

=> die Zunahme der Nitratkonzentration im Grundwasser erfolgt erst im Bereich der letzten 5-6 km bis zum Übertritt in den Kiesaquifer, d.h. zwischen Lonetal und Donauried.

Der überwiegende Teil des Modellfehlers scheint dabei erst im untersten Bereich der Alb zwischen dem Lonetal und dem Übertritt in den Kiesaquifer zu stehen. Dort müssten gegenüber den berechneten N-Salden überschlägig abgeschätzt 15 - 20 kg/ha mehr an Stickstoff ausgetragen werden (gegenüber der Randbedingung unter Einbezug der Expert-N Simulationsergebnisse 10-15 kg/ha), um die Nitratkonzentration im Grundwasser nach vollständiger Durchmischung mit dem aus den höher gelegenen Bereichen zuströmenden Wasser bis zum Übertritt in den Kiesaquifer auf die beobachteten 35 bis 40 mg/l zu erhöhen.

=> der Stickstoffeintrag in den Grundwasserkörper kann auf Grundlage der verfügbaren Bewirtschaftungsdaten in den mittleren höheren Lagen der Alb recht gut abgeschätzt werden; demgegenüber scheint am unteren Ende der Albfläche eine deutliche Unterschätzung aufzutreten.

Es schließt sich die Frage an, wodurch die im unteren Teil der Albfläche offenbar deutlich höhere Auswaschung erklärbar ist?

Erklärungsansatz 1:

Der mit negativen Kultursalden und daher auf Basis reiner Bilanzbetrachtungen mit vorbildlich geringer, auf Basis der Simulationsergebnisse aus Expert-N allenfalls moderater Nitratauswaschung beschriebene Silomais führt entgegen der recherchierten Bewirtschaftungsdaten zu bekanntermaßen hohen N_{min} Herbstwerten, welche zu einer entsprechend hohen winterlichen Auswaschung führen sollten. Wird davon ausgegangen, dass die im fraglichen Teilgebiet bei Herbstkontrollen der Landeswasserversorgung zwischen Mais (82 kg/ha) und Getreide (56 kg/ha) beobachtete Differenz von 26 kg/ha in vollem Umfang zusätzlich ausgewaschen wird, erhöht sich die aus dem Teilgebiet ausgetragene Gesamtfracht bei kaum mehr als 15 % Anteil des Maisanbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche, somit maximal 10 - 12 % Anteil an der Gesamtfläche der Gemeinden um 3.0 kg/ha. Selbst wenn eine in Folge der durch den Maisanbau angeregten Mineralisierung im Anschluss an die Herbstkontrollen erfolgende zusätzliche Freisetzung weiterer 25 kg/ha unterstellt wird, ergibt sich eine Erhöhung um maximal 6.0 kg/ha. Der Mais alleine kann damit nicht für die im unteren Teil der Albfläche höhere Nitratauswaschung verantwortlich sein – es müssen auch die nach Flächenanteil bedeutsamen Kulturen (Wintergetreide und Grünland) ihren Beitrag leisten.

Erklärungsansatz 2:

Es wird in erster Linie zwischen dem Lonetal und der Grenze des Kiesaquifers weniger grundwasserschonend bewirtschaftet als bislang angenommen. Für diese Theorie gibt es zwei Anhaltspunkte. Erstens dürfte die im LTZ Bericht (2009) diskutierte Umverteilung von Wirtschaftsdünger zwischen Schutzzone II und III auf die unmittelbar an Zone II angrenzenden Bereiche beschränkt bleiben, also eben jene Bereiche, in denen offenbar eine besonders starke Nitratauswaschung stattfindet. Warum auf Basis der im LTZ Bericht für genau diesen Teilbereich angegebenen Berechnungsgrundlagen trotzdem zu geringe Überschüsse berechnet werden, ist eine andere Frage (möglicherweise wird die zusätzliche organische Düngung von den Landwirten nur in geringerem Umfang durch reduzierte Mineraldüngung ausgeglichen als im zitierten Bericht angenommen). Zweitens finden sich erhöhte Nitratwerte von 30 - 40 mg/l außer entlang des untersten Teils der Albfläche auch in einem Teil der höheren Lagen, nämlich am Südwestrand des Zustrombereiches im Bereich der Gemeinden Bernstadt, Westerstetten, Halzhausen und Lonsee, d.h. am von Nordwest nach Südost verlaufenden Oberlauf der Lone. Wenn wir uns anschauen, welcher mögliche Einflussfaktor in genau diesen beiden Bereichen verstärkt auftritt, kommt neben dem höheren Anteil an Wintergetreide vornehmlich die gerade dort besonders hohe Anzahl von Schweinen je 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (und dabei überraschender Weise tatsächlich eher jene der Schweine als jene der Großvieheinheiten) in Frage.

=> demnach wäre die verstärkte Düngung mit Schweinegülle ein vielleicht neuer und etwas ungewohnter, im Augenblick aber der am ehesten plausible Ansatz zur Erklärung der räumlichen Verteilung der Nitratgehalte im Karstaquifer.

Ungeachtet der Frage nach einer Erklärung für eine in Teilbereichen des auf der Albfläche gelegenen Grundwassereinzugsgebiets höhere Stickstoffauswaschung, welche explizit nicht durch Bodeneigenschaften oder klimatische Besonderheiten begründet werden kann, wurde die Nitratreintragsfunktion um einen pauschalen Zuschlag zur Stickstoffauswaschung unter den landwirtschaftlichen Kulturflächen in diesen als "Bewirtschaftungszonen" angesprochenen Teilbereichen erweitert. Die Abgrenzung der Zonen mit erhöhter Stickstoffauswaschung orientiert sich an den im Grundwasser beobachteten Nitratkonzentrationen, zu deren Erklärung der erhöhte Nitratreintrag mit dem Sickerwasser benötigt wird. Die dabei benötigten Zuschläge bleiben mit Werten von 10 bis 20 kg/ha/a zur Anreicherung einer auf N-Salden basierenden Randbedingung und kaum mehr als 5 bis 10 kg/ha/a als Zuschlag zu der unter Einbezug der Ergebnisse aus Expert-N berechneten Auswaschung in einem Rahmen, welcher für die wichtigsten Kulturarten wenig mehr als 5 % der Dün-

gergeben ausmacht und problemlos innerhalb der Bandbreite der in Kapitel 7.2 diskutierten Unsicherheiten liegt.

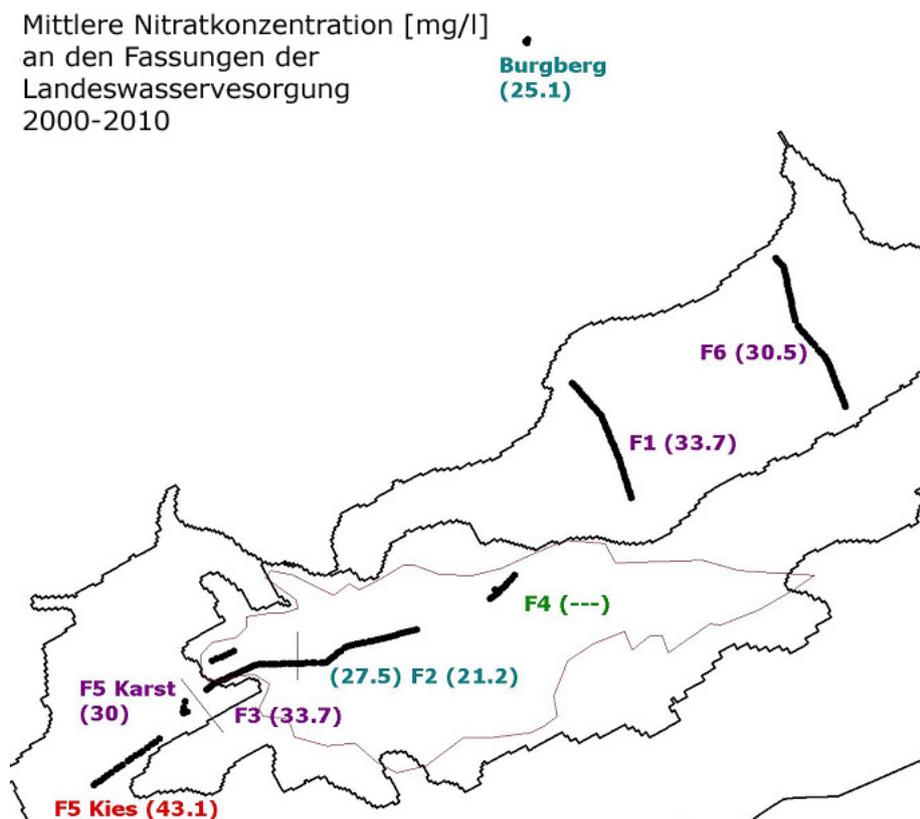


Abb. 7.6: Mittlere Nitratgehalte an den Fassungen der Landeswasserversorgung (F1 bis F6) im Donauried sowie Burgberg. Nitratkonzentration in Klammern.

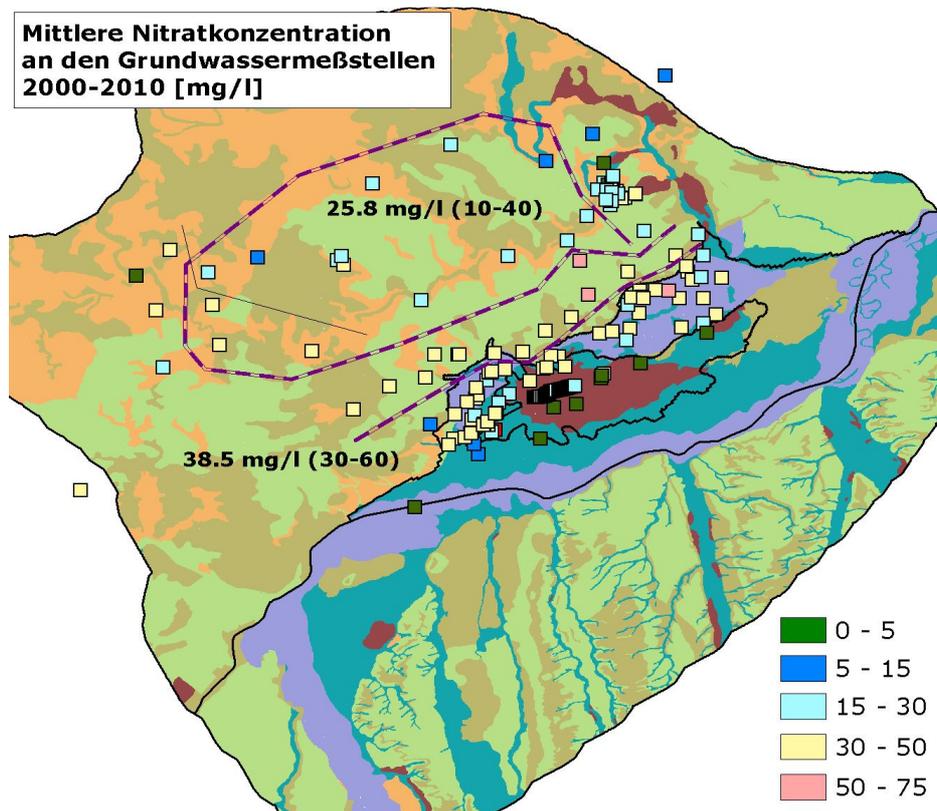


Abb. 7.7: Mittlere Nitratgehalte an den Grundwassermessstellen(hinterlegt sind die Bodenformen nach Abb. 7.3).

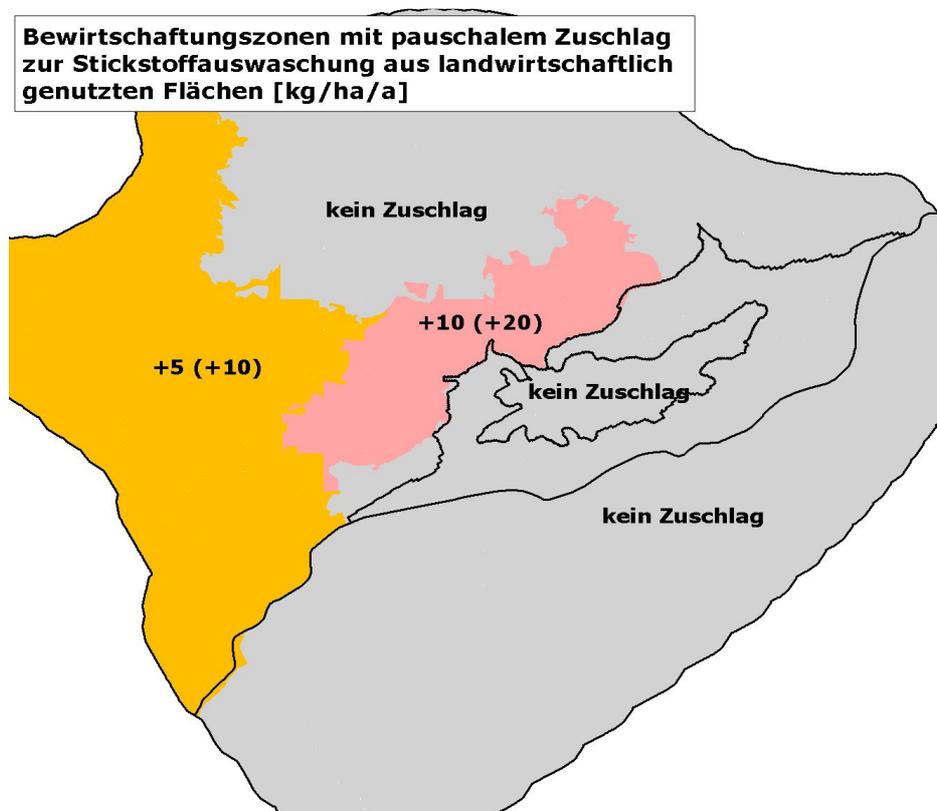


Abb. 7.8: Erweiterung der Nitratrandbedingung durch zur Erklärung der im Grundwasser beobachteten Nitratkonzentrationen benötigte Zuschläge zur Stickstoffauswaschung unter landwirtschaftlichen Kulturflächen.

7.5 NITRATKONZENTRATION IM SICKERWASSER 1951-2010

7.5.1 ERGEBNISSE DER SIMULATION MIT EXPERT-N

Eine Simulation mit dem Agrarökosystemmodell Expert-N erfolgte für die sechs im KLIMOPASS Projektgebiet nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten, welche aktuell mehr als 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen auf sechs Typstandorten mit für das Projektgebiet charakteristischen Kombinationen aus Boden und Klimabedingungen. Da zwei der Kulturarten auf dem Torfboden nicht angebaut werden, ergeben sich insgesamt 34 Kombinationen aus Standort und Kulturart. Wie bereits in Kapitel 7.3.2 ausgeführt, konnte nicht für alle diese Kombinationen eine zufriedenstellende Modellgüte erreicht werden. In **Tab. 7.12** sind die nach unterschiedlichen Verfahren ermittelten langjährigen Mittelwerte der Stickstoffauswaschung für jene Kombinationen zusammengestellt, deren Simulationen für die Erstellung der Nitratreintragsfunktion verwendet wurden. In der vierten Spalte wird durch farbliche Unterlegung und mehr oder weniger positive (+) oder negative (-) Bewertungen eine Einschätzung zur jeweils erreichten Modellgüte vorgenommen (X = optimal), für welche in erster Linie die Genauigkeit des simulierten Stickstoffentzuges mit dem Erntegut, der simulierten Biomasse und/oder Kornenerträge sowie die Plausibilität des Bodenwasserhaushalts und der Mineralisierungsraten einfließen. Die in den weiteren Spalten angegebenen Werte der Stickstoffauswaschung werden am besten von rechts nach links gelesen: sie beschreiben die auf Basis der beiden verwendeten Informationsquellen zu Bewirtschaftung und Erträgen mittels Bilanzbetrachtung (N-Salden) abgeschätzte Auswaschung, die Expert-N Simulationsergebnisse für die Klimabedingungen der Jahre 1951-2010 und 2001-2010 (jeweils unter der aktuellen Bewirtschaftung nach LRA) sowie grün unterlegt den gerundeten und möglicherweise nachjustierten Wert, welcher für die Erstellung der Nitratrandbedingung verwendet wurde.

Tab 7.12: Simulationsergebnisse aus Expert-N für die langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] unter aktueller Bewirtschaftung im Vergleich zu N-Salden.

Kulturart	Klimazone	Boden	Güte	Salden ExpN	ExpN 51-10	ExpN 01-10	Salden LRA	Salden LTZ
Gruen	Donauried	Tschernosem	X	20.0	20.3	20.1	7.3	0.0
Gruen	untere Alb	Parabraunerde	X	25.0	25.7	26.7	7.3	4.7
Gruen	höhere Alb	nFK 60~85	+/-	17.5	17.5	18.5	7.3	
WWei	untere Alb	Parabraunerde	X	16.0	15.8	17.6	7.3	16.4
WWei	untere Alb	nFK 120/130	X	30.0	29.1	35.6	7.3	16.4
WWei	höhere Alb	nFK 120/130	X/-	30.0	45.4	52.8	21.4	
WWei	höhere Alb	nFK 60~85	X	30.0	21.2	24.4	23.0	
SGer	Donauried	Tschernosem	X	10.0	11.1	12.9	7.3	7.3
SGer	untere Alb	Parabraunerde	+/-	22.5	8.8	12.5	15.5	7.9
SGer	untere Alb	nFK 120/130	X	27.5	27.0	36.9	14.6	7.9
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	X	30.0	31.2	41.9	26.5	
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	X	30.0	29.8	37.7	11.0	
SMai	untere Alb	Parabraunerde	+/-	7.5	6.6	9.3	7.3	7.3
SMai	höhere Alb	nFK 120/130	+/-	20.0	22.9	30.2	7.3	
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	X	20.0	19.0	23.9	7.3	
Raps	untere Alb	Parabraunerde	X	37.5	37.9	38.0	67.3	74.0
Raps	untere Alb	nFK 120/130	++/-	65.0	68.6	68.6	75.2	74.0
Raps	höhere Alb	nFK 120/130	X	55.0	58.6	58.8	61.2	
Raps	höhere Alb	nFK 60~85	++/-	80.0	82.1	81.9	76.9	

In fast allen Fällen wird mit Expert-N eine höhere Auswaschung berechnet als mittels N-Salden Betrachtung abgeschätzt. Lediglich beim Raps mit seinen sehr hohen Stickstoffüberschüssen wird ein Teil der Überschüsse (in der Regel etwa 7.5 bis 15 kg/ha/a) in den Humusvorrat eingebaut. Allgemein wird bei Kulturen mit geringen Salden stets eine gewisse Auswaschung über das Winterhalbjahr simuliert, welche aus dem Nmin Herbstwert sowie der Humusmineralisierung außerhalb der Vegetationsperiode der Hauptfrucht gespeist wird. In einigen Fällen, wie für die Sommergerste auf Tschernosem, wird jedoch tatsächlich eine sehr geringe Stickstoffauswaschung um 10 kg/ha/a nachvollzogen. Für den Silomais werden zwar höhere Werte als auf Basis der N-Salden Betrachtung berechnet, diese fallen aber geringer aus als unter Sommergerste und Winterweizen als den wichtigsten konventionellen Getreidearten. Interessanterweise werden für das intensiv genutzte Grünland Werte auf dem Niveau der Ackerkulturen berechnet, obwohl der Humusgehalt weitgehend stabil bleibt.

Tab. 7.13: nach Flächenanteil der Kulturarten und Standort gewichtete mittlere jährliche Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] in Teilgebieten des KLIMOPASS Projektgebietes.

Teilgebiet	Salden ExpN	ExpN 51-10	ExpN 01-10	Salden LRA
Donauried	17.6	26.1	27.4	23.6
untere Alb	24.4	22.7	25.0	16.6
höhere Alb	31.2	30.8	34.0	22.8
Gesamtgebiet	26.1	26.1	28.6	19.7

Tab. 7.13 gibt einen Überblick über die auf Basis von N-Salden oder mittels Simulation mit Expert-N über größere Teilräume des Projektgebietes hinweg berechnete Größenordnung der Stickstoffauswaschung aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Unterschied zu Tabelle 7.12 gehen in die Bildung der gewichteten Mittelwerte auch die Anteile jener Kulturarten ein, für welche die mit Expert-N durchgeführte Simulation nicht zur Erstellung der Nitratrangbedingung verwendet wurde. Die nach erfolgter Nachjustierung in die Erstellung der Nitratrangbedingung eingebrachten Werte (grün unterlegte Spalte) unterscheiden sich im Mittel jedoch kaum vom Mittel der originären Simulationsergebnisse (blau unterlegt). Durch die Nachjustierung wird also lediglich die Plausibilität im Sinne einer Konsistenz zwischen den für unterschiedliche Standorte und Kulturen angesetzten Werten sowie im Abgleich gegen die vorgegebenen Randbedingungen der Bewirtschaftung erhöht \Leftrightarrow das mittlere absolute Niveau der Stickstoffauswaschung wird dadurch nicht systematisch manipuliert.

Tab. 7.14 zeigt beispielhaft eine Auswertung zu den mit Expert-N simulierten Bilanzgrößen für den Winterweizen auf Parabraunerde. Diese Kombination aus Kulturart, Boden und Klima der unteren Albfläche stellt mit einem Anteil von rund zehn Prozent an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche im Projektgebiet nördlich der Donau zugleich den nach Flächenanteil wichtigsten unter den 34 mit Expert-N simulierten Typstandorten dar. Dargestellt sind jeweils die unter der aktuellen Bewirtschaftung unter den Klimabedingungen des Gesamtzeitraums 1951-2010 sowie das letzte Jahrzehnt (\rightarrow die tatsächlich aktuellen Verhältnisse) berechneten Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts [mm/a], des Stickstoffhaushalts [kg/ha] sowie Erträge, welche im oberen Tabellenteil in [kg/ha], für den Abgleich mit der Zielgröße in der gewohnten Einheit [dt/ha] angegeben sind.

Im Block für den Bodenwasserhaushalt fällt neben der gewohnt großen Spannweite des Niederschlags zwischen feuchten und trockenen Jahren (hier: Bewirtschaftungsjahre), die ebenfalls große Spannweite der Verdunstung auf, welche bereits auf ein von Jahr zu Jahr sehr unterschiedliches Pflanzenwachstum hindeutet. Mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW, welches ohne echtes Pflanzenwachstumsmodell arbeitet, wird üblicher Weise eine deutlich geringere Spannweite der aktuellen Verdunstung der Einzeljahre berechnet. Der

mit Expert-N berechnete Oberflächenabfluss ist für einen Lößboden nicht unplausibel, wenngleich er im Mittel etwas zu hoch ausfallen dürfte (was bei Simulation des Bodenwasserhaushalts auf Basis der Richards-Gleichung "gerne mal passiert"). Erfreulich – und bei Lösung der Richards-Gleichung nicht selbstverständlich – ist im Mittel sehr geringe Bilanzfehler von 2.0 mm/a. Zu erkennen ist indes auch, dass offensichtlich ein Einzeljahr mit größerem Bilanzfehler auftritt: hier im Jahr 2006, das auf dem benachbarten Tschernosem und für beide Standorte ebenso für die Sommergerste in gleicher Weise auffällt, nicht aber zwangsläufig auch an anderen Standorten → eine eingehende Prüfung würde wahrscheinlich ergeben, dass es sich um ein Starkniederschlagsereignis handelt, welches auf einen weitgehend gesättigten Boden trifft.

Tab. 7.14: Bilanzgrößen der Expert-N Simulation für Winterweizen auf Parabraunerde.

Bodenwasserhaushalt

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Prec	787.9	569.5	973.3
Qsurf	63.6	4.2	108.8
ETA	502.7	364.5	601.9
Sick	220.6	49.7	353.8
dS	-0.9	-126.1	132.2
Bilanz	2.0	-3.1	21.6

2001-2010	Min	Max
812.9	697.5	971.2
68.9	44.5	103.5
514.5	407.0	601.9
223.6	164.0	322.3
2.4	-126.1	108.3
3.6	-2.8	21.6

Pflanzenwachstum

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
BM_Root	-1493.5	-3071.0	-587.1
BM_Vag	-21902.7	-32583.0	-10178.0
BM_Gen	-12488.7	-17653.0	-4118.7
N_Root	-10.3	-22.6	-3.4
N_Vag	-78.9	-121.3	-52.2
N_Gen	-137.2	-189.7	-79.4
Litter	14.6	7.6	26.6
LitSur	-0.1	-0.4	0.2
StandR	11.1	6.1	18.3
Entzug	-200.8	-244.5	-164.4

2001-2010	Min	Max
-1093.9	-1660.2	-763.9
-17709.9	-20601.0	-10261.0
-13898.5	-17653.0	-8192.3
-7.1	-11.9	-4.9
-67.7	-85.5	-59.3
-155.0	-189.7	-115.3
11.3	8.6	16.2
-0.1	-0.3	0.1
8.5	6.1	11.0
-210.1	-239.2	-185.4

N-Eintrag in den Boden

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Düngung	200.0	200.0	200.0
Deposit	15.0	15.0	15.0

2001-2010	Min	Max
200.0	200.0	200.0
15.0	15.0	15.0

Humusabbau und Nmin-Gehalt

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Quelle_Humu	4.9	-48.5	48.7
Quelle_Nmin	0.6	-18.6	31.1

2001-2010	Min	Max
16.3	-28.1	39.0
1.7	-18.6	31.1

N-Austrag aus dem Boden

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Leaching	-15.8	-40.4	-4.4
Emission	0.0	0.0	0.0
Denitrf	-12.7	-28.7	-6.1

2001-2010	Min	Max
-17.6	-24.8	-10.3
0.0	0.0	0.0
-13.9	-28.7	-9.8

Gesamtbilanz

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Bilanz	-8.8	-23.0	-2.7

2001-2010	Min	Max
-8.7	-23.0	-2.7

Nitratgehalt im Sickerwasser

Bewirt.Jahr	1951-2010	Min	Max
Conc_NO3	31.8	18.0	62.9

2001-2010	Min	Max
35.6	24.4	62.9

Zielgrößen

	Soll	simuliert
Ertrag	98	125
N-Bedarf	245	227
N-Entzug	206	201

	Soll	simuliert
Ertrag	98	139
N-Bedarf	245	230
N-Entzug	206	210

Sickerung jener aus GWN-BW vergleichbar (insbesondere zzgl. dem vertretbaren Oberfl.abfluss)
 die nur geringe Nachlieferung scheint plausibel
 Entzug mit dem Erntegut passt (Biomasse zu hoch aber vertretbar)
 -- sehr gute Simulation --

Unter den Angaben zur erzeugten Biomasse ist für das Getreide in erster Linie der Kornertrag BM_Gen ("generative Biomasse") von Interesse: er schwankt in den Extremjahren zwischen 41 und 176 dt/ha: Rekordjahr ist das Jahr 2007, der witterungsbedingt schlechteste Ertrag wäre im Trockenjahr 1976 erzielt worden. Mittelwert und Standardabweichung liegen bei 125 ± 30 dt/ha. Das Modell simuliert in Folge des unter-

schiedlichen Witterungsverlaufs der Einzeljahre also höchst unterschiedliche Erträge, dies nicht nur im Hinblick auf den Kornertrag sondern ebenso hinsichtlich der gesamten erzeugten Biomasse – falls zwischen Zukunft und Ist-Zustand nur geringfügige Änderungen auftreten sollten, liegt dies also nicht an einer mangelnden Reaktion des Modells auf die klimatischen Randbedingungen, welche ganz offensichtlich in hohem Maße gegeben ist.

In den weiteren Zeilen des Blocks "Pflanzenwachstum" ist erkennbar, dass das Stroh bei dieser Simulation größtenteils abgefahren wird: außer dem im Korn enthaltenen Stickstoff (N_gen) wird auch ein großer Teil des in der vegetativen Biomasse enthaltenen Stickstoffs (N_vag) 'mit dem Erntegut' abgeführt (Entzug).

Der Humusvorrat bleibt bei einer Nachlieferung von im langjährigen Mittel knapp 5 kg/ha/a weitgehend stabil, wenngleich Einzeljahre mit mehr als 40 kg/ha Freisetzung wie auch solche mit ebenso großer Festlegung im Humus auftreten. In der Tat wird der Stickstoffbedarf für das abgeführte Erntegut (200 kg/ha) exakt durch die zugeführte Düngemenge gedeckt – auch der Landwirt rechnet also in der Praxis nicht mit einer nennenswerten Nachlieferung aus dem Humus. Die Denitrifikation (Veratmung zu elementarem Stickstoff) liegt in einem plausiblen Wertebereich. Für den ausgewiesenen Bilanzfehler sind leicht negative Werte verfahrensbedingt üblich, da der Stickstoffeintrag mit dem Saatgut in der Auswertung nicht berücksichtigt wird. Zuletzt zeigt ein Blick auf die berechnete mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser, dass die aktuelle Bewirtschaftungspraxis für Winterweizen auf Parabraunerde mit den Anforderungen an den Trinkwasserschutz vereinbar ist.

Im Hinblick auf die Beurteilung der Modellgüte wird der aus der landwirtschaftlichen Praxis bekannte Entzug mit dem Erntegut nahezu exakt simuliert; auch die übrigen Bilanzgrößen des Stickstoff- und Wasserhaushalts sind plausibel. Der simulierte Kornertrag (TM) fällt bei korrekter enthaltener Stickstoffmenge doch etwas hoch aus, was indes nicht zuletzt deshalb toleriert werden kann und sollte, da einerseits die simulierte Verdunstung plausibel ist und andererseits mit dem gleichen Wachstumsmodell auf der Braunerde-Terra fusca sowohl Stickstoffgehalt als auch Trockenmasse des Korns hervorragend simuliert werden.

Tab. 7.15: Mit Expert-N simulierte Bilanzgrößen für Winterweizen auf Parabraunerde für unterschiedliche Zeiträume des Ist-Zustands 1951-2010 unter Annahme der aktuellen Bewirtschaftung → zum Ausdruck kommt die rein klimatisch bedingte Variabilität.

Bilanzgröße	Einheit	1951-2010	1961-1990	1971-2000	2001-2010
Stickstoffauswaschung	kg/ha/a	-15.8	-15.3	-15.7	-17.6
Nachlieferung aus Humusvorrat	kg/ha/a	4.9	1.3	2.3	16.3
Stickstoffentzug mit Erntegut	kg/ha/a	-201	-198	-199	-210
Oberirdische Biomasse zur Ernte	dt/ha	344	351	340	316
Kornertrag	dt/ha	125	116	121	139
Niederschlag	mm/a	788	781	777	813
Verdunstung	mm/a	503	497	499	515
Sickerwasserbildung	mm/a	221	223	216	224
Nitratkonzentration im Sickerwasser	mg/l	31.8	30.4	32.2	34.9

Abschließend soll ein Blick auf **Tab. 7.15** verdeutlichen, dass für die meisten Bilanzgrößen trotz beachtlicher Variabilität zwischen den Einzeljahren die langjährigen Mittelwerte klimabedingt (es wurde für den Gesamtzeitraum 1951-2010 mit der aktuellen Intensität der Bewirtschaftung gerechnet) keiner ausgeprägten Schwankung unterliegen. Allerdings unterscheidet sich das letzte Jahrzehnt durch höhere Erträge, eine deutlich höhere Nachlieferung aus dem Humusvorrat und eine leicht erhöhte Stickstoffauswaschung von den vorangegangenen Perioden. Diese Phänomene werden abgesehen vom Grünland für die meisten simulierten Kulturarten und Standorte beobachtet und werden im Zusammenhang mit den klimabedingt in der nahen

Zukunft zu erwartenden Veränderungen (gegenüber dem Bezugszeitraum 1971-2000) noch einmal aufzugreifen sein.

7.5.2 NITRATEINTRAG IN DEN GRUNDWASSERKÖRPER

Die für die Historie erstellte Nitratreintragsfunktion basiert neben festen für das Sickerwasser unter naturnahen Nutzungen und Siedlungsflächen vorgegebenen Nitratkonzentrationen [mg/l] im Bereich der nach Gesamtfläche und Beitrag zu dem in den Grundwasserkörper erfolgenden Nitratreintrag dominierenden landwirtschaftlich genutzten Flächen vorwiegend auf den Ergebnissen der mit dem Agrarökosystemmodell Expert-N durchgeführten Simulation für die sechs nach Flächenanteil (> 90%) wichtigsten Kulturarten auf jeweils sechs für das Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds charakteristischen Typstandorten. Dabei wurde Expert-N zur Berechnung der Stickstoffauswaschung unter der aktuellen Bewirtschaftung (Düngung, Erträge) und zur Bestimmung der zeitlichen Dynamik zwischen den 60 Einzeljahren mit jeweils unterschiedlichem für das Pflanzenwachstum, Mineralisierungsprozesse, den saisonalen Verlauf der Stickstoffgehalte im Boden und die mit dem Sickerwasser erfolgende Auswaschung maßgeblichen Witterungsverlauf eingesetzt. Je nach erzielter Modellgüte und im Abgleich gegen die Ergebnisse aus N-Salden Betrachtungen wurden die Werte der mehrjährig mittleren Stickstoffauswaschung gegenüber den originären Simulationsergebnissen aus Expert-N teilweise nachjustiert oder für Feldfrüchte mit untergeordnetem Flächenanteil (ohne Simulation mit Expert-N) ersatzweise aus der Bilanzbetrachtung abgeschätzt. Weiterhin basiert die Beschreibung der vor allem in den 80er- und bis in die 90er-Jahre hinein gegenüber dem heutigen Niveau höheren Stickstoffüberschüsse auf einem Abgleich zwischen den bei Düngung und Ertrag der frühen 80er-, Mitte der 90er-Jahre und unter aktueller Bewirtschaftung berechneten N-Salden. Insofern die für solche Abschätzungen benötigten Informationen nur bis Ende der 70er-Jahre mit mehr oder weniger belastbaren Ergebnissen zurückverfolgt werden können, wurde im Sinne einer Modellannahme bzw. erst durch erfolgreiche Simulation des im Grundwasser beobachteten Anstiegs der Nitratkonzentrationen zu belegenden Hypothese von einem in Zuge der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion erfolgten linearen Anstieg der ausgewaschenen Stickstoffmenge zwischen 1950 und den späten 70er-Jahren ausgegangen.

In **Tab. 7.16** sind die mehrjährigen Mittelwerte der für die wichtigsten Kulturarten und Standorte angesetzten Stickstoffauswaschung zusammengestellt. Der für das Jahr 1950 angegebene Wert für den Austrag unter einer wenig intensiven Landwirtschaft, in welcher Stickstoff ein Mangelfaktor war, wurde durch inversen Schluss aus den vereinzelt seit den 30er-Jahren vorliegenden Nitratgehalten in dem damals noch kaum von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung beeinflussten Grundwasser abgeleitet. Er sollte dabei so eingestellt sein, dass durch stationäre Simulation mit einer auf seiner Basis erstellten Nitratreintragsfunktion die aus den 50er-Jahren an den Fassungen im Donauried bekannte Hintergrundkonzentration (bzw. Ausgangsverteilung) reproduziert werden kann. Er liegt für das betrachtete Grundwassereinzugsgebiet mit 7.5 kg/ha/a etwas höher als der im Projekt MoNit (LUBW, 2006) für die Simulation der historischen Entwicklung der Nitratgehalte im Oberrheingraben gefundene Ausgangswert.

Tab. 7.16: Bei Erstellung der historischen Nitratreintragsfunktion 1951-2010 angesetzte, nach Standort differenzierte langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für die nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten.

Kulturart	Klimazone	Boden	seit 1995	1979	1950
Gruen	Donauried	Moor	17.5	17.5	7.5
Gruen	Donauried	Tschernosem	20.0	20.0	7.5
Gruen	untere Alb	Parabraunerde	25.0	25.0	7.5
Gruen	untere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	7.5
Gruen	höhere Alb	nFK 120/130	25.0	25.0	7.5
Gruen	höhere Alb	nFK 60~85	17.5	17.5	7.5
WWei	Donauried	Moor	16.0	28.0	7.5
WWei	Donauried	Tschernosem	16.0	28.0	7.5
WWei	untere Alb	Parabraunerde	16.0	28.0	7.5
WWei	untere Alb	nFK 120/130	30.0	42.0	7.5
WWei	höhere Alb	nFK 120/130	30.0	42.0	7.5
WWei	höhere Alb	nFK 60~85	30.0	42.0	7.5
WGer	Donauried	Moor	16.0	16.0	7.5
WGer	Donauried	Tschernosem	20.0	20.0	7.5
WGer	untere Alb	Parabraunerde	25.0	25.0	7.5
WGer	untere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	7.5
WGer	höhere Alb	nFK 120/130	40.0	40.0	7.5
WGer	höhere Alb	nFK 60~85	47.5	47.5	7.5
SGer	Donauried	Tschernosem	10.0	10.0	7.5
SGer	untere Alb	Parabraunerde	22.5	22.5	7.5
SGer	untere Alb	nFK 120/130	27.5	27.5	7.5
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	7.5
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	30.0	30.0	7.5
SMai	Donauried	Moor	20.0	45.0	7.5
SMai	Donauried	Tschernosem	7.5	32.5	7.5
SMai	untere Alb	Parabraunerde	7.5	32.5	7.5
SMai	untere Alb	nFK 120/130	17.5	42.5	7.5
SMai	höhere Alb	nFK 120/130	20.0	45.0	7.5
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	20.0	45.0	7.5
Raps	Donauried	Tschernosem	37.5	45.0	7.5
Raps	untere Alb	Parabraunerde	37.5	45.0	7.5
Raps	untere Alb	nFK 120/130	65.0	72.5	7.5
Raps	höhere Alb	nFK 120/130	55.0	62.5	7.5
Raps	höhere Alb	nFK 60~85	80.0	87.5	7.5

Tab. 7.17: Beispiel für Werte der langjährigen mittleren Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für Kulturarten mit nur geringem Flächenanteil für welche keine Simulation mit Expert-N durchgeführt wurde.

Kulturart	Klimazone	Quelle	2005	1995	1980	1950
Kartoffeln	untere Alb	LTZ	21.2	27.3	46.7	7.5
Roggen	untere Alb	LTZ	17.2	25.7	30.0	7.5

Nach einem Abgleich gegen die räumliche Verteilung der im Grundwasser des Karstaquifers beobachteten Nitratkonzentrationen wurden wie in Kapitel 7.4.2 begründet lokale Zuschläge von 5 kg/ha/a im Südwesten der Albfläche und 10 kg/ha/a auf dem untersten Teil der Albfläche (entlang der Grenze zu Schutzzone II) vereinbart, welche zur Erklärung der im Grundwasser angetroffenen Nitratgehalte nötig sind und ohne end-

gültige Klärung der Ursachen als Folge einer in diesen Teilbereichen abweichenden Bewirtschaftung angesehen werden.

Abb. 7.9a zeigt die durch die Nitratreintragungsfunktion beschriebene zeitliche Entwicklung von Stickstoffeintrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser in Form von über das gesamte nördlich der Donau gelegene Projektgebiet gemittelten Werten für die Einzeljahre der Historie 1951-2010. Deutlich ist der zwischen 1951 und Mitte der 70er-Jahre erfolgende Anstieg der Nitratkonzentration von vormals etwa 15 mg/l auf Werte zwischen 30 und 40 mg/l zu erkennen, welche in etwa dem mittleren Niveau der in den vergangenen drei Jahrzehnten an den Fassungen im Langenauer Donauried gemessenen Konzentrationen entsprechen. Seit Ende der 70er-Jahre schwanken die Nitratkonzentrationen im neu gebildeten Grundwasser bei weitgehend stabilen langjährigen Mittelwerten in der Mehrzahl der Jahre innerhalb der genannten Bandbreite von 30 ~ 40 mg/l. Die Jahre 1998 sowie 2003 und 2004 fallen durch besonders hohe Nitratkonzentrationen auf, wobei im Jahr 2003 nur eine außergewöhnlich geringe Grundwasserneubildung stattgefunden hat (**Abb. 7.9b**) und die in den Grundwasserkörper eingetragene Stickstoffmenge trotz hoher Konzentration vergleichsweise gering ausfiel. Im Jahr 2002 dagegen verteilt sich eine fast doppelt so hohe Fracht auf eine knapp 3.5-fache Sickerwassermenge und führt zu deutlich geringeren Nitratkonzentrationen. Aus der **Abb. 7.9b** geht hervor, dass allgemein kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und Nitratkonzentration besteht. So können sowohl Jahre starker (1987) als auch geringer Sickerwasserbildung (1985) eine vergleichsweise geringe Nitratkonzentration aufweisen. Umgekehrt können hohe Nitratkonzentrationen sowohl in Jahren mit geringer (2003) wie auch in Jahren mittlerer bis überdurchschnittlicher Sickerwasserbildung (1998) auftreten.

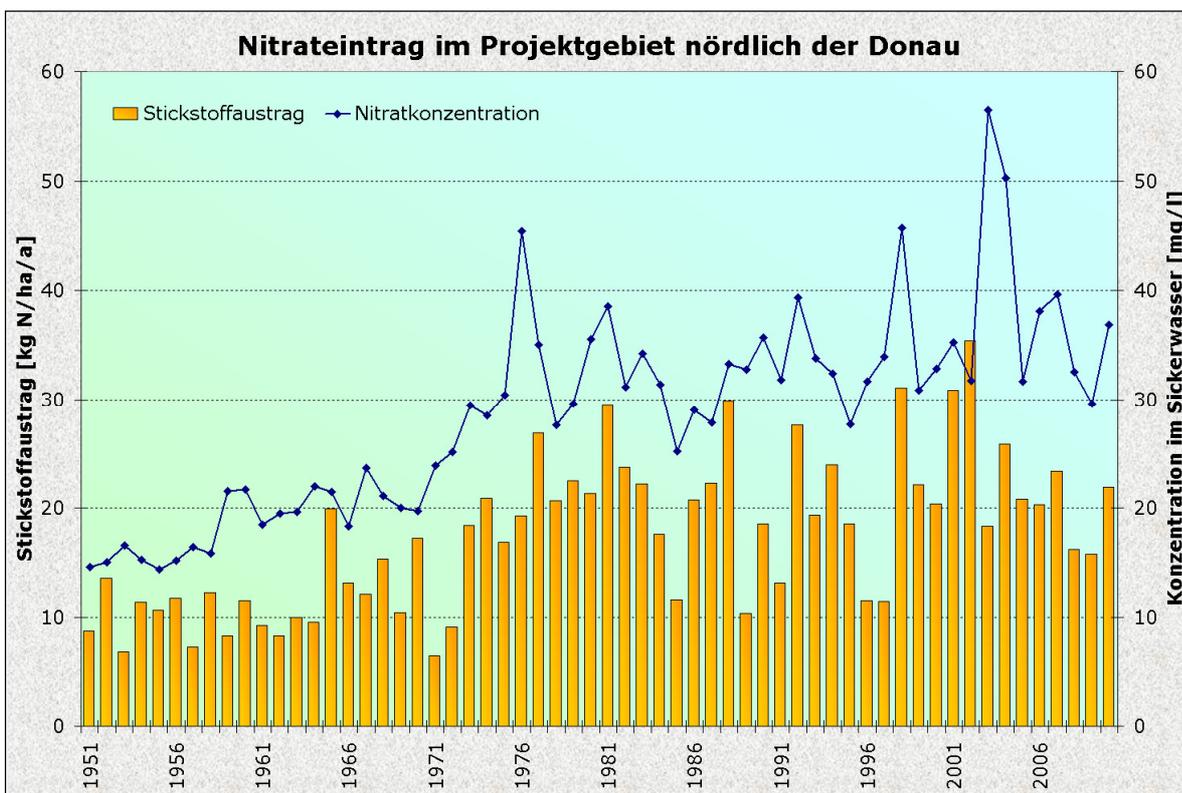


Abb. 7.9a: Stickstoffeintrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets, 1951-2010.

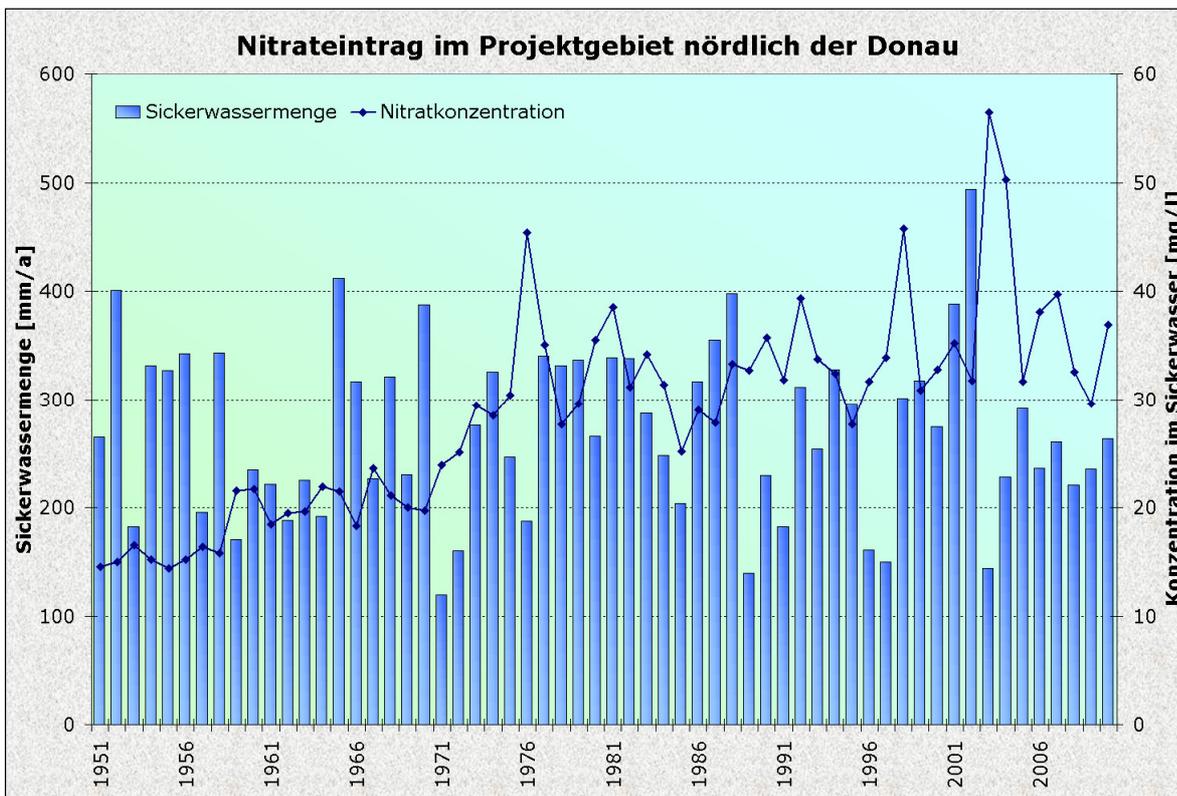


Abb. 7.9b: Sickerwassermenge und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets, 1951-2010.

Die räumliche Differenzierung der über unterschiedliche Teilbereiche des Grundwassereinzugsgebiets des Langenauer Donaurieds hinweg berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser ist in **Abb. 7.10** dargestellt. Der Mittelwert für das in den vergangenen 30 Jahren im Bereich des Karstaquifers neu gebildete Grundwasser liegt bei 33.6 mg/l, damit um rund 5 mg/l unter den am Übergang zwischen Karst- und Kie- saquifer im Grundwasser beobachteten Werten, jedoch exakt in der Größenordnung der an den maßgeblich von diesem Karstwasserzustrom gespeisten Fassungen 1 (33.7 mg/l) und 6 (30.5 mg/l) in den Jahren 2001-2010 gemessenen Nitratgehalte. Die etwas höheren Werte an den Messstellen am unteren Ende der Albfläche könnten ihre Erklärung in einer Tiefendifferenzierung mit zur Tiefe hin unvollständiger Durchmischung des in ihrem Vorfeld gebildeten, überdurchschnittlich stark belasteten Wassers finden; ebenso könnte der Strömungsrichtung nach ein Anteil vergleichsweise gering belasteten Wassers östlich an den Fassungen vorbeiströmen. Über die den mittleren und höher gelegenen Teil der Albfläche im östlichen Teil des Wasserschutzgebietes umfassende Bewirtschaftungszone mit höherem Anteil von Rinderhaltung und Grünland hinweg, für welche keine bewirtschaftungsbedingten lokalen Zuschläge vereinbart wurden, liegt die mittlere für das Sickerwasser berechnete Nitratkonzentration mit 26 mg/l exakt auf dem Niveau des in Burgberg entnommenen Karstwassers und der vereinzelt am unteren Ende dieser Zone an Grundwassermessstellen entlang der Lone erfassten Werten.

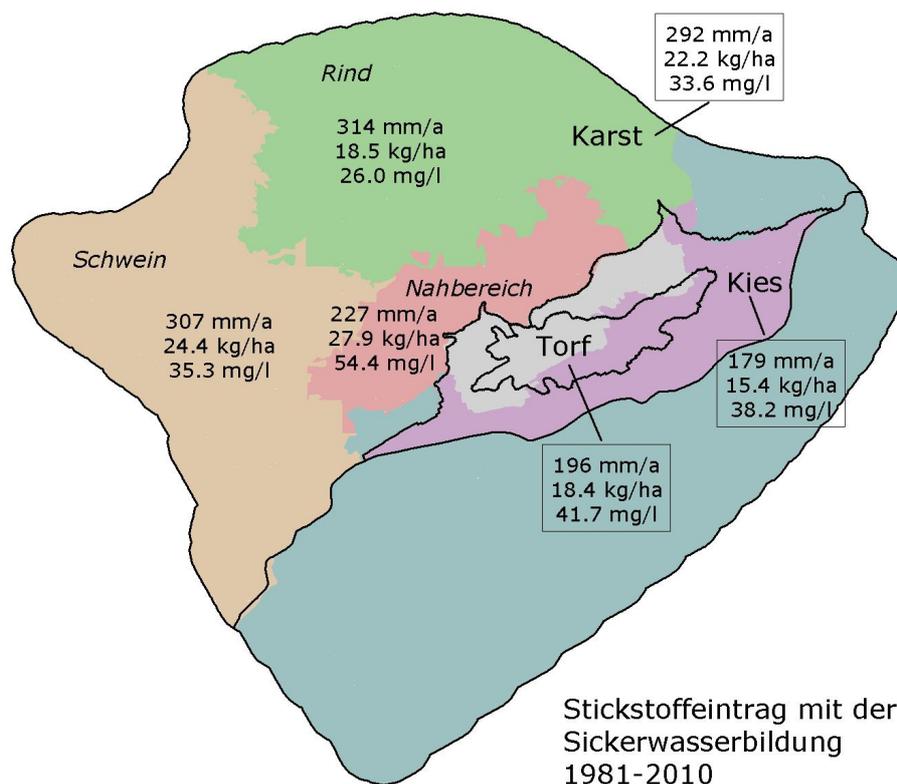


Abb. 7.10: Mittelwerte für Sickerwassermenge, Nitratreintrag und Nitratkonzentration in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets, 1981-2010.

Tab. 7.18: Nitratkonzentration im Sickerwasser in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.

Sickerwasserbildung [mm/a]

Bereich	km ²	1951	1961	1971	1981	1991	2001	1971
		1960	1970	1980	1990	2000	2010	2000
gesamt	1444	248.2	244.3	233.5	261.4	239.7	253.4	244.8
Nord	945	279.3	272.0	258.9	285.3	257.4	276.2	267.2
Karst	777	296.4	289.5	275.6	307.1	274.3	295.7	285.7
Kies	126	193.9	183.6	175.0	181.1	173.8	182.1	176.6
Torf	42	218.8	212.0	200.3	194.6	195.8	196.1	196.9
Süd	499	189.2	191.9	185.5	215.9	206.1	210.2	202.5

Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]

Bereich	km ²	1951	1961	1971	1981	1991	2001	1971
		1960	1970	1980	1990	2000	2010	2000
gesamt	1444	9.6	12.0	17.7	19.8	18.7	21.3	18.7
Nord	945	10.2	12.5	18.2	20.6	19.9	22.9	19.6
Karst	777	10.6	12.9	18.7	21.5	20.9	24.2	20.4
Kies	126	8.2	10.3	15.3	15.8	14.5	16.0	15.2
Torf	42	9.7	12.4	19.3	18.5	17.7	19.0	18.5
Süd	499	8.4	11.1	16.7	18.2	16.4	18.4	17.1

Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]

Bereich	km ²	1951	1961	1971	1981	1991	2001	1971
		1960	1970	1980	1990	2000	2010	2000
gesamt	1444	17.1	21.8	33.6	33.5	34.5	37.3	33.9
Nord	945	16.2	20.4	31.2	32.0	34.2	36.7	32.5
Karst	777	15.8	19.7	30.0	31.0	33.7	36.3	31.6
Kies	126	18.8	24.8	38.7	38.8	37.0	38.8	38.2
Torf	42	19.6	26.0	42.6	42.1	40.0	42.9	41.6
Süd	499	19.6	25.6	39.9	37.3	35.3	38.8	37.4

Tab 7.19: Nitratkonzentration unter verschiedenen Nutzungsformen im Teilbereich "Karstaquifer" im aktuellen Ist-Zustand 2001-2010.

Landnutzung	Fläche km ²	Sickerung mm/a	N-Austrag kg/ha/a	Conc NO ₃ mg/l
Siedlungsflächen	74.9	129.8	5.9	20.0
Acker	361.4	329.7	37.3	50.1
Grünland	29.5	371.9	23.8	28.4
komplexe Parzellen	93.4	387.6	31.8	36.3
Laubwald	81.7	329.8	7.4	10.0
Nadelwald	35.7	131.6	3.0	10.0
Mischwald	92.2	215.7	4.9	10.0
natürl. Grünland	1.7	334.1	7.5	10.0
Heide	5.6	272.2	6.1	10.0

Unter den in den **Tab. 7.18** und **7.19** zusammengestellten Werten zu Sickerwasserbildung, Stickstoffauswaschung und Nitratkonzentration im Sickerwasser einzelnen Teilgebiete und unterschiedlicher Dekaden sei in erster Linie auf zwei Sachverhalte hingewiesen: unter Einsatz des Stickstoffmodells Expert-N erhalten wird für die letzten drei Dekaden trotz leicht abnehmenden Salden aus Düngung und dem Stickstoffentzug mit dem Erntegut (geringere Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft) keine abnehmenden sondern im Gegenteil leicht ansteigende Nitratkonzentrationen. Dafür sind zwei Ursachen maßgeblich. Einerseits wird für die 90er-Jahre tatsächlich eine geringere Auswaschung [kg/ha/a] berechnet, die sich aber auf eine im Vergleich zu den 80er-Jahren geringere Sickerwassermenge verteilt, und bei nur knapp vier Prozent geringerer Fracht aber rund zehn Prozent geringerer Wassermenge zu einer höheren Nitratkonzentration führt. Zweitens simuliert Expert-N über die Dekade 2001-2010 eine höhere Mineralisierung aus dem Humusvorrat als in früheren Jahrzehnten.

Die Differenzierung der Bilanzgrößen für die verschiedenen Nutzungsformen wird exemplarisch am Teilgebiet "Karstaquifer" (Albfläche) dargestellt. Dabei nehmen landwirtschaftlich genutzte Flächen 62.3 % des Teilgebiets ein und tragen sogar mit 72.4 % zu dem in diesem Teilgebiet gebildeten Sickerwasser bei ↔ aus den von Wald eingenommenen 27 % der Fläche stammen demgegenüber nur 22.4 % des Sickerwassers. Dadurch relativiert sich die Bedeutung des Waldes im Hinblick auf die Nitratproblematik: würde die für Wald pauschal angesetzte Konzentration von 10 mg/l auf 20 mg/l verdoppelt, so würde sich die Nitratkonzentration des im Gebietsmittel von der Alb abströmenden Grundwassers nur von 33.6 auf 35.9 mg/l (1981-2010) oder von 36.3 auf 38.5 mg/l (2001-2010) erhöhen. Unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen fällt die für intensiv genutztes Grünland auf Basis der Expert-N Simulationsergebnisse vergleichsweise hohe N-Auswaschung von 23.8 kg/ha auf. Auf Basis einer N-Salden Betrachtung würden unter aktueller Bewirtschaftung nicht mehr als 7.5 kg/ha berechnet. Gleichwohl bleibt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Grünland auf einem aus Sicht des Grundwasserschutzes erfreulichen Niveau zwischen 26.2 mg/l in den 90er-Jahren und 28.4 mg/l für das vergangene Jahrzehnt. Die reinen Ackerflächen schlagen demgegenüber mit deutlich höheren Werten zu Buche, welche nach dem gefundenen Nitratreintragsmodell über das vergangene Jahrzehnt im Mittel über die gesamte Albfläche hinweg recht genau auf dem Niveau des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung gelegen hätten – unter den Witterungsbedingungen der 90er-Jahre bei immerhin 46.2 mg/l. In den ausgewiesenen Bewirtschaftungszonen betragen die relativ günstigsten Werte für das Sickerwasser aus Ackerflächen in der Zone "Rind" über die 90er-Jahre 34.1 mg/l (zuletzt 37.2 mg/l), in der Zone "Schwein" mit höherem Anfall von Wirtschaftsdünger je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche 44.9 mg/l (zuletzt 48.3 mg/l) und zwischen Lonetal und Übergang in den Kiesaquifer selbst ohne den vereinbarten Zuschlag 47.3 (49.2) mg/l, nach dem gefundenen Erklärungsmodell mit höherer Auswaschung in Folge zusätzlicher organischer Düngung indes eher 60-70 mg/l. Dass das Grundwasser im Abstrom dieses Teilbereichs gleichwohl Nitratkonzentrationen von im Mittel nur 38.5 mg/l aufweist, ist darauf zurückzuführen, dass sich das Sickerwasser aus den Ackerflächen mit jenem aus anderweitig genutzten Flächen innerhalb

des Teilbereichs und mit dem aus den höher gelegenen Teilen der Albfläche zuströmenden Grundwasser mischt. Dass die für die Bewirtschaftungszone "Nahbereich" angegebenen Konzentrationen von im Mittel über alle Nutzungen über die 90er-Jahre 56 mg/l und im letzten Jahrzehnt 60.2 mg/l nicht unrealistisch sind, belegen die Nitratkonzentrationen an den Messstellen 7106 und 7107 mit in den Jahren 2006 bis 2011 erfassten Mittelwerten von 54.0 (vier Messungen an GWM 7107) und 59.8 mg/l (acht Messungen an GWM 7106).

7.6 ERWARTETE NITRATKONZENTRATION IM SICKERWASSER 2021-2050

7.6.1 ERGEBNISSE DER SIMULATION MIT EXPERT-N

Grundlage für die im Rahmen von KLIMOPASS durchgeführte Untersuchung zur erwarteten Änderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds waren mit dem Agrarökosystemmodell durchgeführte Simulationen auf Basis der WETTREG-2006 Szenarien für den Globalmodelllauf ECHAM5/A1B. Dabei liegen für jede Dekade der Zukunft 10 Realisationen zu je 20 Modelljahren vor, ebenso für jede Dekade des Ist-Zustands eine mit dem Szenariengenerator durchgeführte Re-Simulation mit ebenfalls 10 solchen Realisationen. Für eine 30 Jahre umfassende Normalperiode, im vorliegenden Fall den "Ist-Zustand" 1971-2000 und die "nahe Zukunft" 2021-2050, ergibt sich damit jeweils ein WETTREG Szenarienraum von 600 Modelljahren (vgl. Kapitel 7.3.4).

Da die mit Expert-N zu simulierenden Bewirtschaftungsjahre nicht innerhalb der Vegetationszeit der Kulturart beginnen können und daher spätestens mit deren Saat, im Fall der Wintergetreide also im Herbst anfangen, finden sich innerhalb einer 20 Jahre umfassenden Realisation nur 19 Bewirtschaftungsjahre; für eine 30 Jahre dauernde Normalperiode ergeben sich 570 Bewirtschaftungsjahre. Bei 34 Kombinationen aus Kulturart und Standort sind für Ist-Zustand wie Zukunft jeweils 19380 Modelljahre abzuarbeiten, wobei es bei der Simulation mit Expert-N in einer mehr oder weniger großen Zahl von Fällen zu numerischen Problemen kommen kann, welche zu einem Programmabsturz, fehlerhaften Ergebnisdateien oder (weit schwieriger zu erkennen) unplausiblen Ergebnisgrößen führen. Nach Ausschluss der betroffenen Bewirtschaftungsjahre verbleibt ein in numerischer Hinsicht erfolgreich simulierter Umfang von 19345 Bewirtschaftungsjahren im Ist-Zustand und 19365 in der Zukunft. Auf den Umstand, dass eine Reihe von Kombinationen aus Kulturart und Standort in Folge unbefriedigender Modellgüte hinsichtlich der Simulation von Ertrag und/oder Stickstoffaufnahme der Pflanzen bereits bei der Erstellung der Nitrateintragsfunktion 1951-2010 ausgeschlossen wurden (→ und folglich auch für die Erstellung einer Nitratrandbedingung für die Zukunft keine Verwendung finden), wurde in Kapitel 7.5 hingewiesen. Unter diesen mangels befriedigender Modellgüte nicht verwendeten Typstandorten ist auch der Silomais auf Tschernosem enthalten, auf den bei der Szenariosimulation nicht nur etliche der numerisch verunglückten Rechenläufe entfallen (11 von 35 im Ist-Zustand und 7 von 15 in der nahen Zukunft) sondern welcher auch der einzige Typstandort mit in seltenen Fällen völlig unplausibler Ergebnisgrößen ist.

Die Simulation für den klimatischen Ist-Zustand 1971-2000 und die Projektionen für die nahe Zukunft 2021-2050 erfolgten jeweils unter Annahme der aktuellen Bewirtschaftung, um nur die klimabedingten Änderungen des Stickstoffhaushalts zu erfassen.

Auf den etwas unübersichtlichen Expert-N Simulationsergebnissen (bei sechs zu betrachtenden Ergebnisdarstellungen mit Tageswerten für die simulierten Einzeljahre insgesamt rund 10 GB in gut 230 000 Dateien) wurden statistische Auswertungen zu den Parametern

- Niederschlag, Verdunstung, Oberflächenabfluss, Sickerwasserbildung
- Prüfung auf numerisch bedingte Bilanzfehler des Bodenwasserhaushalts
- Prüfung auf eventuelle Fehler der Stickstoffbilanz
- Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut
- Änderung des Stickstoffvorrats im Humus
- gasförmige Emission, Denitrifikation, Änderung des Nmin-Gehalts
- v.a. jedoch zur Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]

vorgenommen. Dabei dienen etliche der aufgezählten Parameter in erster Linie zur Validierung der Ergebnisse im Sinne einer Kontrolle auf deren Belastbarkeit. Bei den betrachteten Kenngrößen handelt es sich um:

- den langjährigen Mittelwert für das Gesamtjahr
- die langjährigen Mittelwerte der Kalendermonate
- Standardabweichung, Median, Minimum, Maximum und ausgewählte Perzentile für das Gesamtjahr
- Standardabweichung, Median, Minimum, Maximum und ausgewählte Perzentile für 10-jährige gleitende Mittelwerte

Entsprechende Auswertungen wurden außerdem für die Nitratkonzentration im Sickerwasser am Typstandort und für diese auch separat für einzelne Dekaden durchgeführt. Letztere bilden die Grundlage für die aus methodischer Sicht etwas diffizile Erstellung von Szenarien mit geringer und hoher Nitratkonzentration zur Beschreibung der erwarteten Bandbreite der klimabedingten Änderung.

Beispielhaft soll zunächst die Stickstoffauswaschung für Sommergerste auf einem günstigen Mineralboden im Donauried (Tschernosem) betrachtet werden. Dieser Typstandort zeichnet sich dadurch aus, dass bei zuverlässiger Simulation von Kornertrag und Stickstoffentzug im Ist-Zustand (mit beachtlicher Schwankung sowohl der Erträge als auch der Stickstoffauswaschung der Einzeljahre) für die nahe Zukunft 2021-2050 gegenüber dem Klima der Referenzperiode 1971-2000 praktisch keine Änderung der langjährig mittleren Bilanzgrößen berechnet wird: die Stickstoffauswaschung liegt auf Basis der realen DWD Stationsdaten wie der WETTREG Re-Simulation im Ist-Zustand bei 10.6 kg/ha/a, in der nahen Zukunft bei 10.7 kg/ha. Zwar wird mit dem Erntegut in der Zukunft etwas mehr Stickstoff entzogen (1.3 kg/ha entsprechen rund 1.3 %), dieser zusätzliche Entzug wird aber nahezu exakt durch eine erhöhte Nachlieferung aus dem Humus (1.5 kg/ha) kompensiert. Die klimabedingte Änderung bleibt in diesem Fall auf die erwähnte leichte Erhöhung der Nachlieferung aus dem Humus sowie eine Verschiebung im saisonalen Verlauf der N-Auswaschung beschränkt, welche einer entsprechenden Änderung bei Niederschlag und Sickerwasserbildung folgt.

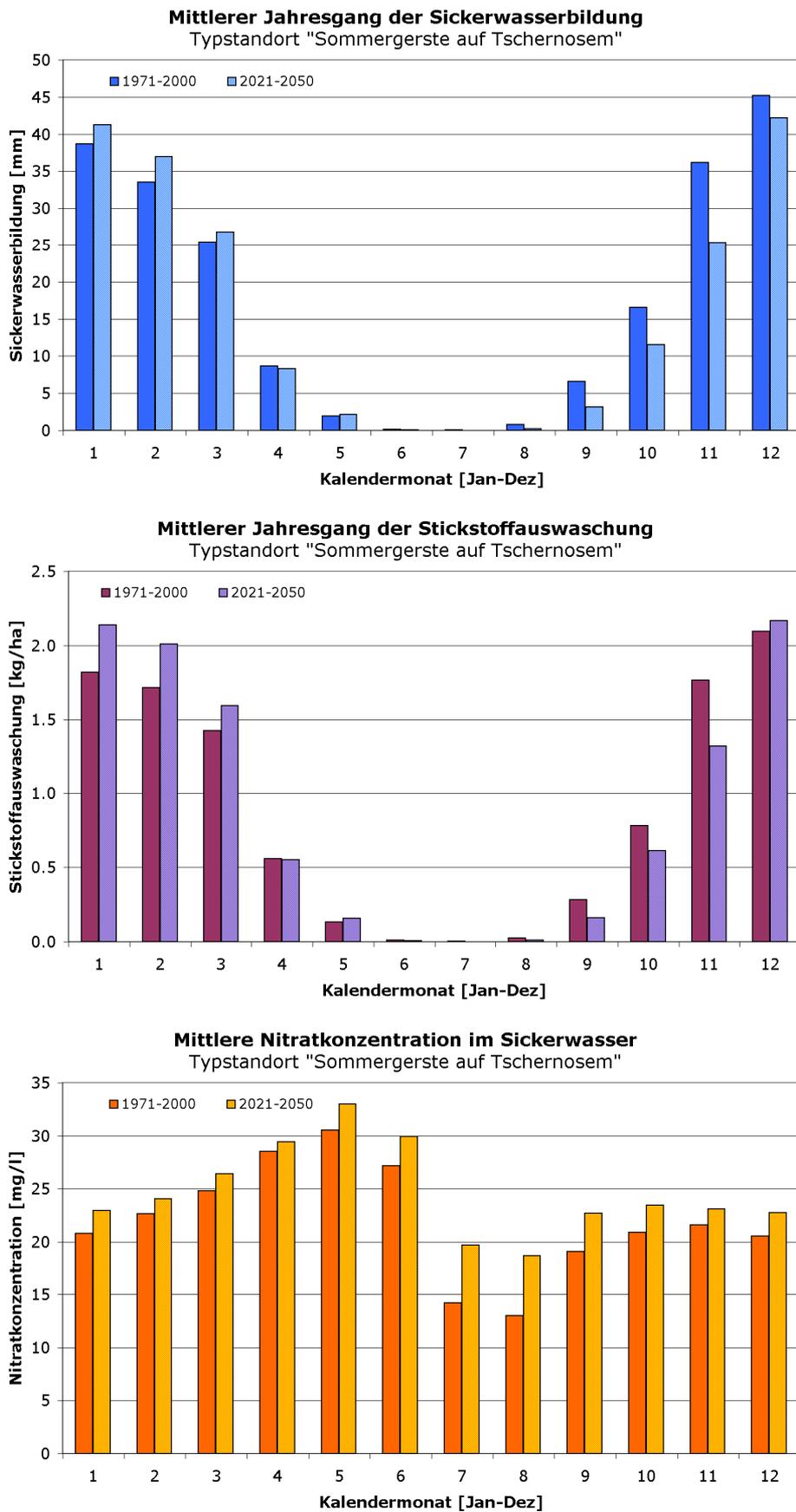


Abb. 7.11: Jahrgang von Sickerwasserbildung, Stickstoffauswaschung und Nitratkonzentration im Sickerwasser im Ist-Zustand 1971-2000 und in der nahen Zukunft 2021-2050 am Beispiel des Typstandorts "Sommergerste auf Tschernosem".

Während sich die Summe der Stickstoffauswaschung unter den durch WETTREG-2006 projizierten Klimabedingungen der nahen Zukunft über das Gesamtjahr hinweg praktisch nicht ändert, fällt sie in den Monaten September bis November etwas geringer, von Dezember bis März dagegen höher aus als unter dem Klima der Referenzperiode 1971-2000. Ursache ist die Abnahme des Niederschlags in den Sommermonaten, welche zwischen Juni und August zu einer stärkeren Austrocknung der Böden und von September bis November zu einer langsameren Auffüllung des Bodenwasserspeichers und späterem und / oder geringerem Einsetzen von Sickerwasserbildung führt. Demgegenüber fallen Niederschlag (Dezember bis Februar) und Sickerwassermenge (Januar bis März) in den Wintermonaten der nahen Zukunft höher aus als im Ist-Zustand. Die Stickstoffauswaschung verschiebt sich dabei mit der Sickerwasserbildung in die zweite Winterhälfte hinein. Bei insgesamt leicht abnehmender Sickerwassermenge nehmen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei gleichbleibender ausgewaschener Stickstoffmenge leicht zu. Interessanterweise tun sie dies über den gesamten Jahresverlauf hinweg, also auch in den Monaten Januar bis März mit künftig höherer Sickerwassermenge, in denen als Folge der reduzierten Auswaschung im Herbst noch entsprechend mehr auswaschbarer Stickstoff im Boden vorhanden ist. Solche Detailbetrachtungen mögen im Hinblick auf das primäre KLIMOPASS Projektziel etwas ermüdend wirken ⇔ sie zeigen jedoch, dass auch aus einem für die nahe Zukunft insgesamt noch geringen Klimasignal durchaus Konsequenzen für eine grundwasserschonende Bewirtschaftungspraxis entstehen können: während im Herbst tendenziell mehr Zeit verbleibt, den auswaschbaren Stickstoff in eine Zwischenbegrünung zu bekommen, entstehen im Frühjahr neue Anforderungen im Hinblick auf eine Vermeidung ihres zu frühen Umbruchs oder früher Düngergaben (dies betrifft beispielsweise die im Projektgebiet praktizierte Ausbringung von Wirtschaftsdünger).

In **Tab. 7.20** sind beispielhaft die Simulationsergebnisse ausgewählter Bilanzgrößen des Stickstoff- und Bodenwasserhaushalts für den "realen" Ist-Zustand 1971-2000 auf Basis der DWD Stationsdaten (grün unterlegt), der WETTREG Re-Simulation 1971-2000 sowie der WETTREG Klimaprojektion 2021-2050 für sechs der 34 betrachteten Typflächen zusammengestellt. Die angegebenen absoluten und relativen Änderungen gehen jeweils aus dem Vergleich der WETTREG Klimaprojektion mit der WETTREG Re-Simulation hervor. Tatsächlich ergeben sich teils schon zwischen der Re-Simulation und dem Ergebnis auf Basis der realen Klimadaten Abweichungen, welche in der gleichen Größenordnung liegen können wie die klimabedingte Veränderung. Beispiel ist die Stickstoffauswaschung unter dem Winterweizen auf einem eher mittelpächtigen Boden der unteren Albfläche (-1.0 kg/ha Differenz zwischen den Ergebnissen auf Basis synthetisch generierter und tatsächlich gemessener Klimadaten ⇔ +1.2 kg/ha in der nahen Zukunft). Für die Sommergerste ergibt sich an den drei Standorten auf der Albfläche aus dem Abgleich "synthetisch mit synthetisch" eine klimabedingte Änderung von +3.6 bis +4.7 kg/ha; dabei wird schon auf Basis der WETTREG Re-Simulation gegenüber dem Ergebnis auf Basis der realen Klimadaten eine deutlich höhere Auswaschung berechnet (+2.1 bis +3.6 kg/ha). Das Beispiel unterstreicht die Bedeutung der Vorgehensweise, bei Untersuchungen zum Klimawandel stets die Ergebnisse auf Basis einer mit dem Szenariengenerator durchgeführten Re-Simulation für den Ist-Zustand als Bezugsgröße zu verwenden, keinesfalls aber Ergebnisse auf der Grundlage synthetische Projektionen für die Zukunft direkt mit Beobachtungen der Vergangenheit zu vergleichen: im vorliegenden Fall würden andernfalls drei Viertel der leichten Erhöhung der Stickstoffauswaschung unter dem Winterweizen in der Ineffizienz des Szenariengenerators untergehen und diese Erhöhung wohl nicht mehr erkannt, die Auswaschung unter Sommergerste würde je nach Standort um die Hälfte bis um fast das doppelte überschätzt. Dabei müssen sich Unterschiede bei der Stickstoffauswaschung nicht zwangsläufig in gleicher Weise in der Nitratkonzentration im Sickerwasser bemerkbar machen. Für den Winterweizen resultiert in dem gewählten Beispiel aus der etwas zu geringen Auswaschung bei ebenfalls etwas zu geringer Sickerwassermenge aus der WETTREG Re-Simulation praktisch die gleiche Nitratkonzentration wie bei Simulation auf Basis der realen Klimadaten ⇔ für die Sommergerste dagegen wird auf

Grundlage der WETTREG Re-Simulation für den Ist-Zustand nur die Stickstoffauswaschung überschätzt, die Sickerwassermenge jedoch nahezu exakt getroffen; die auf Grundlage der synthetischen Daten berechnete Nitratkonzentration fällt dabei zu hoch aus. Ob ein systematischer Unterschied zwischen den Ergebnissen auf Grundlage der Re-Simulation gegenüber jenen auf Basis der realen Stationsdaten auftritt, in welche Richtung dieser weist und welchen Umfang er annimmt, lässt sich demnach nicht pauschal beantworten, sondern muss für jeden Standort, jede einzelne Kulturart und mitunter sogar einzelne Bilanzgrößen separat untersucht werden.

Tab. 7.20: Mit Expert-N simulierte Bilanzgrößen von Stickstoff- und Bodenwasserhaushalt für ausgewählte Typstandorte.

Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]			DWD Daten	WETTREG Szenarien		Änderung [kg/ha/a]	Änderung [%]
Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010		
WWei	untere Alb	nFK 120/130	29.8	28.8	30.1	1.2	4.3
SGer	Donauried	Tschernosem	10.6	10.6	10.7	0.1	1.2
SGer	untere Alb	nFK 120/130	25.3	28.8	32.6	3.8	13.1
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	29.6	32.1	35.7	3.6	11.3
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	28.9	31.0	35.7	4.7	15.1
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	18.5	17.9	19.4	1.5	8.2

Niederschlag [mm/a]			DWD Daten	WETTREG Szenarien		Änderung [mm/a]	Änderung [%]
Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010		
WWei	untere Alb	nFK 120/130	777	789	767	-21.1	-2.7
SGer	Donauried	Tschernosem	726	727	704	-23.3	-3.2
SGer	untere Alb	nFK 120/130	776	787	768	-19.7	-2.5
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	894	903	871	-31.2	-3.5
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	893	902	871	-30.8	-3.4
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	893	902	871	-30.8	-3.4

Verdunstung [mm/a]			DWD Daten	WETTREG Szenarien		Änderung [mm/a]	Änderung [%]
Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010		
WWei	untere Alb	nFK 120/130	449	471	460	-10.7	-2.3
SGer	Donauried	Tschernosem	495	513	507	-6.1	-1.2
SGer	untere Alb	nFK 120/130	433	443	429	-14.2	-3.2
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	469	482	472	-10.6	-2.2
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	357	362	342	-20.6	-5.7
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	417	434	403.7	-29.9	-6.9

Sickerwasserbildung

[mm/a]

DWD

Daten

WETTREG

Szenarien

Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010	Änderung [mm/a]	Änderung [%]
WWei	untere Alb	nFK 120/130	323	314	304	-9.5	-3.0
SGer	Donauried	Tschernosem	230	214	198	-15.8	-7.4
SGer	untere Alb	nFK 120/130	353	357	354	-2.6	-0.7
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	424	422	404	-17.4	-4.1
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	359	361	354	-7.0	-1.9
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	316	314	313	-1.6	-0.5

N-Abfuhr mit dem Erntegut

[kg/ha/a]

DWD

Daten

WETTREG

Szenarien

Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010	Änderung [kg/ha/a]	Änderung [%]
WWei	untere Alb	nFK 120/130	186	187	190	2.5	1.3
SGer	Donauried	Tschernosem	100	103	104	1.3	1.3
SGer	untere Alb	nFK 120/130	113	115	114	-0.7	-0.6
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	116	117	115	-1.3	-1.1
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	123	125	126	0.4	0.4
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	163	169	170	0.2	0.1

Änderung des Humusvorrats

[kg/ha/a]

DWD

Daten

WETTREG

Szenarien

Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010	Änderung [kg/ha/a]	Änderung [%]
WWei	untere Alb	nFK 120/130	-4.3	-5.3	-10.4	-5.1	
SGer	Donauried	Tschernosem	-24.6	-27.7	-29.2	-1.5	
SGer	untere Alb	nFK 120/130	-9.9	-16.2	-20.7	-4.5	
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	-4.5	-8.4	-12.4	-4.0	
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	-22.4	-26.8	-32.3	-5.5	
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	-22.9	-26.7	-30.3	-3.5	

Nitratkonzentration

[mg/l]

DWD

Daten

WETTREG

Szenarien

Kultur	Klimazone	Boden	1971 2000	1971 2000	2021 2010	Änderung [mg/l]	Änderung [%]
WWei	untere Alb	nFK 120/130	40.8	40.7	43.8	3.1	
SGer	Donauried	Tschernosem	20.3	22.0	24.0	2.0	
SGer	untere Alb	nFK 120/130	31.8	35.8	40.8	5.0	
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	30.9	33.7	39.1	5.4	
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	35.7	38.1	44.8	6.6	
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	25.8	25.3	27.5	2.2	

Über die 34 untersuchten Typstandorte hinweg finden sich Kulturarten sowie für die jeweilige Kulturart mit- unter Gruppen von Standorten mit oder ohne Zunahme der Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] nicht aber solche mit einer Abnahme. Bei leicht abnehmendem Jahresniederschlag (20-30 mm/a) und einer ebenfalls ABER in geringerem Umfang abnehmenden Verdunstung (10-20 mm/a) führt die etwas geringere Sickerwassermenge in beiden Fällen, d.h. bei leicht abnehmender oder praktisch gleichbleibender ausgewaschener Stickstoffmenge, zu einer unter dem einzelnen Typstandort mehr oder weniger deutlichen, ihrem Betrag nach jedoch auf moderate Größenordnungen beschränkten Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Dabei handelt es sich bei der in **Tab. 7.20** in den Mittelpunkt gestellten Sommergerste um die Kulturart mit der stärksten absoluten Zunahme der Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]. In der Gesamtschau ergibt die Simulation mit Expert-N im Mittel über jeweils 570 Modelljahre der Klimaprojektion für die nahe Zukunft 2021-2050 gegenüber der WETTREG Re-Simulation 1971-2000:

- unter Grünland auf mineralischen Böden bei ± 1 kg/ha/a keine Änderung der Stickstoffauswaschung (die leicht abnehmende Sickerwassermenge führt aber zu leicht steigenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser)
- unter Winterweizen auf der Albfläche bei ± 1 kg/ha/a keine Änderung der Stickstoffauswaschung
- unter Sommergerste auf Tschernosem als Vertreter der stark humosen Mineralböden im Donauried keine Änderung, auf der Albfläche dagegen 4 kg/ha/a höhere Stickstoffauswaschung
- unter Silomais wird gleichermaßen auf allen Standorten eine 2 kg/ha/a höhere Auswaschung simuliert
- unter Winterraps nimmt die Auswaschung im Mittel um 0.7 kg/ha/a zu, wobei ebenfalls keine Differenzierung nach Standort erkennbar ist

Dabei bleiben die simulierten Erträge, welche an dieser Stelle durch den (für den Stickstoffhaushalt maßgeblichen) Stickstoffentzug mit den bei Ernte abgefahrenen Pflanzenteilen repräsentiert werden, in der nahen Zukunft gegenüber den für das Klima des Ist-Zustands 1971-2000 (bei in beiden Fällen angesetzter aktueller Bewirtschaftung) weitgehend stabil, d.h. es wird bei unveränderter Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftungsweise keine klimabedingte Änderung der Erträge erwartet. Für Grünland und Sommergerste wird keinerlei Änderung, für Winterweizen eine geringfügige Zunahme (3-4 kg N/ha entsprechen etwa 2 %), für den Silomais (nur) auf den guten Standorten eine leichte Abnahme simuliert (5 kg N entsprechen 2-3 %). Für den Winterraps, für den kein Pflanzenmodell verfügbar ist, wurde durch Vorgabe einer Entzugsfunktion *a priori* ein in der Zukunft unverändertes mittleres Ertragsniveau vorgegeben – welches nach Abgleich gegen die Ergebnisse für die übrigen Kulturarten auch nicht unrealistisch erscheint. Der Frage, ob die minimalen Zu- und Abnahmen bei Winterweizen und Silomais (auf einzelnen Standorten) in naheliegender Weise auf die trockeneren Sommer und milderen Winter zurückgeht, wobei das Wintergetreide vom milden Winter durchaus profitieren, der Mais als Sommergetreide mit besonders später Vegetationszeit demgegenüber unter trockeneren Sommermonaten besonders stark leiden könnte, sollte angesichts der geringen unterstellten Veränderungen keine allzu große Bedeutung beigemessen werden.

Die für einige Kulturen und Standorte ermittelte Zunahme der ausgewaschenen Stickstoffmenge geht also nicht auf ein schlechteres Pflanzenwachstum zurück. Ursache ist vornehmlich die etwas höhere Mineralisierung aus dem Humusvorrat. Für Winterweizen und Sommergerste wird auf den Standorten auf der Albfläche eine 4 - 5 kg/ha höhere Nachlieferung (bzw. für den Winterweizen in den höheren Lagen eine bis knapp 4 kg/ha geringere Akkumulation) simuliert. Unter Raps mit seinen ungemein hohen Überschüssen wird unter den Klimabedingungen des Ist-Zustands (1971-2000) ein Einbau von 10 bis 15 (maximal 30) kg N/ha/a in den Humusvorrat beschrieben [*welche unter den folgenden Kulturarten auch wieder freigesetzt werden können*]. Unter den Klimabedingungen der Projektion für die Jahre 2021-2050 geht dieser Einbau in den Humusvorrat um 1 - 2 kg/ha zurück.

In einer zusammenfassenden Interpretation der mit Expert-N für WETTREG-2006 (ECHAM5/A1B) durchgeführten Rechenläufe für den Ist-Zustand 1971-2000 und die nahe Zukunft 2021-2050 ergeben sich

- für Grünland praktisch keine Änderung bei Standortnachlieferung, Stickstoff im Erntegut und Stickstoffauswaschung; letztere verteilt sich aber auf 5.0 ~ 7.5 % weniger Sickerwasser
- für die Sommergetreide (Sommergerste und Silomais) bei der Gerste praktisch unveränderter Stickstoffentzug, beim Silomais leicht zurückgehender Stickstoffgehalt im Erntegut; unter Gerste 4 kg/ha/a höhere Nachlieferung aus dem Humus, unter Mais weitgehend unverändert
 ↳ daraus resultiert für die Sommergerste eine um +4 kg/ha/a, für den Silomais um +2 kg/ha/a höhere Auswaschung (ca. 10 bis 15 %)

- ↳ in beiden Fällen bei 10-20 mm/a geringerer Verdunstung (trockenere Sommermonate) nur ganz leicht reduzierte Sickerwassermenge
- für Winterweizen bei 4 kg/ha zusätzlicher Nachlieferung aus dem Humus zugleich 3-4 kg/ha zusätzliche Abfuhr mit der Ernte; keine Änderung der Stickstoffauswaschung, bei 10 mm geringerer Verdunstung und 10-20 mm geringerer Sickerwasserbildung verteilt sich die gleich Fracht aber auf ca. 5 % weniger Sickerwasser
- für den Winterraps, für welchen ein gleichbleibender Ertrag vorgegeben wurde, verteilt sich eine um 0.7 kg/ha höhere Auswaschung (gut 1 %) auf eine um 2-3 % abnehmende Sickerwassermenge

Abschließend sei noch einmal darauf hingewiesen, wie gering die zumindest auf Grundlage der hier betrachteten Klimaprojektion für die nahe Zukunft erwarteten klimabedingten Änderungen von maximal 4 kg/ha/a im Vergleich zu Gesamtumsätzen in der Größenordnung von je nach Kulturart und Standort 100 - 200 kg/ha ausfallen. Produktionstechnische Maßnahmen, der Anbau von Zwischenfrüchten, Sortenwahl oder Verschiebungen zwischen den Anteilen der Kulturarten werden dabei in jedem Fall weitreichendere Folgen für den Nitrateintrag ins Grundwasser haben, als das für die nahe Zukunft (noch) schwache Klimasignal der WETTREG-2006 Klimaprojektion.

7.6.2 VERGLEICH DER DEKADE 2001-2010 MIT DEM "IST-ZUSTAND" 1971-2000

Im Zuge der Szenariosimulation werden Ergebnisse für die nahe Zukunft 2021-2050 mit jenen für den spätest möglichen ebenfalls 30 Jahre umfassenden und durch die WETTREG-2006 Re-Simulation abgedeckten "Ist-Zustand" 1971-2000 verglichen. Tatsächlich zeigen Auswertungen auf historischen Messreihen für die Lufttemperatur bereits ab den späten 80er-Jahren einen merklichen Anstieg. So waren im KLIMOPASS Projektgebiet die Jahre 1988-2010 im Mittel um 1.0 °C wärmer als jene im Zeitraum 1951-1987. Zudem lagen die 16 wärmsten Jahre des 60-jährigen Gesamtzeitraums ausnahmslos in den 23 Jahren seit 1988 und nur drei dieser 23 Jahre waren kühler als der langjährige Durchschnitt. Der als "Ist-Zustand" gewählte Bezugszeitraum 1971-2000 umfasst also mit den 90er-Jahren einerseits ein Jahrzehnt, in welchem zumindest im Hinblick auf die Lufttemperatur bereits eine merkliche Abweichung gegenüber den vier Jahrzehnten 1951-1990 beobachtet wurde [↔ nicht aber beim Niederschlag: hier waren die 90er-Jahre knapp 3 % trockener als die vier Dekaden 1951-1990, dafür die Jahre 2001-2010 um knapp 3 % feuchter, wobei Änderungen von weniger als 5-10 % beim Niederschlag ohnehin kaum als signifikantes Klimasignal betrachtet werden können]. Andererseits blicken wir bereits auf ein weiteres Jahrzehnt zurück, über welches hinweg die Lufttemperatur im Mittel um die genannten 1.0 °C über dem Mittelwert der Jahre 1951-1990 lag und welches somit eine Gegenwart bildet, in der einem populären Schlagwort nach "der Klimawandel schon begonnen hat".

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang die Feststellung, dass das auf Basis des Globalmodelllaufes ECHAM5/A1B für die nahe Zukunft 2021-2050 gegenüber dem "Ist-Zustand" 1971-2000 ausgewiesene Klimasignal im Bereich des Projektgebiets nur einen Anstieg der mittleren Jahrestemperatur um knapp 0.9 °C ausweist. Aus den DWD Stationsdaten erhalten wir über das vergangene Jahrzehnt hinweg gegenüber der Normalperiode 1971-2000 bereits eine solche von 0.65 °C. In den vergangenen 10 Jahren hätte der Klimawandel demnach nicht nur "schon begonnen", sondern er wäre zumindest was die erwartete Lufttemperatur für die erste Hälfte unseres Jahrhunderts betrifft "schon weitgehend abgearbeitet". Wie bereits angemerkt, gilt dies nicht zwangsläufig auch für andere meteorologische Parameter (so wurden in den letzten Jahren zwar einige außergewöhnlich trockene Sommer aber auch feuchte Sommerhalbjahre beobachtet und zumindest unter Einbezug dieser letzten Jahre keine Verschiebung vom Sommer- ins Winterhalbjahr). Es bleibt jedoch festzuhalten, dass die Dekade 2001-2010 zumindest für einen der beiden für den Bodenwasserhaushalt und im Wesentlichen auch für die Stickstoffumsätze im Boden sensitivsten meteorologischen Parameter einen guten Teil des für die nahe Zukunft unterstellten Klimasignals bereits vorweggenommen hat.

Tab. 7.21: Simulationsergebnisse aus Expert-N für die unter aktueller Bewirtschaftung erfolgende Stickstoffauswaschung unter den Klimabedingungen des Referenzzeitraums 1971-2000 und der letzten Dekade 2001-2010.

Kulturart	Klimazone	Boden	Auswaschung [kg/ha/a]		Sickerwasser [mm/a]		Conc NO ₃ [mg/l]	
			1971 2000	2001 2010	1971 2000	2001 2010	1971 2000	2001 2010
Gruen	Donauried	Tschernosem	20.9	20.1				
Gruen	untere Alb	Parabraunerde	25.8	26.7				
Gruen	höhere Alb	nFK 60~85	17.5	18.5				
WWei	untere Alb	Parabraunerde	15.7	17.6	216	224	32.2	34.9
WWei	untere Alb	nFK 120/130	29.8	35.6	323	347	40.8	45.4
WWei	höhere Alb	nFK 60~85	21.2	24.4	286	305	32.8	35.4
SGer	Donauried	Tschernosem	10.6	12.9	230	224	20.3	25.5
SGer	untere Alb	nFK 120/130	25.3	36.9	353	387	31.8	42.2
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	29.6	41.9	424	458	30.9	40.5
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	28.9	37.7				
SMai	untere Alb	Parabraunerde	6.6	9.3	150	150	19.5	27.3
SMai	höhere Alb	nFK 120/130	21.6	30.2	339	370	28.3	36.1
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	18.5	23.9	316	344	25.8	30.8
Raps	untere Alb	Parabraunerde	38.0	38.0	308	317	54.6	53.1
Raps	untere Alb	nFK 120/130	68.0	68.6				
Raps	höhere Alb	nFK 120/130	58.0	58.8	559	585	45.9	44.6
Raps	höhere Alb	nFK 60~85	81.7	81.9				

Tab. 7.21 zeigt für ausgewählte Kombinationen aus Kulturart und Standort die Unterschiede zwischen der unter Annahme der aktuellen Bewirtschaftung mit Expert-N simulierten Stickstoffauswaschung für das Klima der Jahre 1971-2000 (Ist-Zustand der WETTREG-2006 Re-Simulation) und die Witterungsbedingungen der letzten Dekade 2001-2010, jeweils auf Basis der real aufgezeichneten DWD Stationsreihen. Sickerwassermengen und resultierende Nitratkonzentrationen sind nur für Typstandorte angegeben, für welche die Simulation mit Expert-N zum Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW vergleichbare Ergebnisse liefert, d.h. an denen nicht nur die ausgewaschene Stickstoffmenge für ein größeres, nach Temperatur, Niederschlag und Bodenform abgegrenztes Teilgebiet repräsentativ ist sondern auch die Sickerwassermenge – und folglich die in der Tabelle für den Typstandort ausgewiesene Nitratkonzentration im Zuge der Regionalisierung (im Mittel) ohne systematische Änderung auf die Fläche übertragen wird.

Wie aus **Tab. 7.21** ersichtlich werden bei in den Simulationsläufen angesetzt gleicher (der aktuellen) Bewirtschaftungsweise unter den Witterungsbedingungen des letzten Jahrzehnts durchweg eine höhere Stickstoffauswaschung und höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet als für das Klima des Zeitraums 1971-2000. Dabei mögen die in der Tabelle zusammengestellten Werte zunächst etwas schwer interpretierbar sein, da die einzelnen Kombinationen aus Kulturart und Standort jeweils unterschiedliche Flächenanteile einnehmen. Für Grünland und Winterweizen, welche zusammen mehr als der Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche einnehmen, ergeben sich mit 2-3 mg/l, gelegentlich bis 5 mg/l nur moderat höhere Nitratkonzentrationen, ähnlich verhält sich die Wintergerste. Weit deutlicher sind die Anstiege unter Sommergerste und Silomais mit zusammen weniger als 20 % Flächenanteil (wobei für die Sommergetreide noch separat untersucht werden müsste, welche Auswirkung im Herbst eingesäte Folgefrüchte, Zwischenfrüchte oder Winterbegrünung haben). Nach flächenhafter Regionalisierung mit Gewichtung der Anteile der einzelnen Kulturarten und Mischung mit dem Sickerwasser aus den nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen ergeben sich im Mittel für den Bereich des Karstaquifers (Albfläche) folgende Nitratkonzentrationen:

- auf Basis Stationsdaten 1971-2000 31.6 mg/l
- auf Basis Stationsdaten 2001-2010 36.3 mg/l
- auf Basis WETTREG-2006 2021-2050 36.4 mg/l

Die Simulation auf Grundlage der realen DWD Stationsreihen ergibt also bereits für 2001-2010 die gleichen Unterschiede gegenüber dem Bezugszeitraum 1971-2000, wie sie als Änderung in der nahen Zukunft ausgewiesen werden. Für die nahe Zukunft wird gegenüber dem "Ist-Zustand" 1971-2000 bei unveränderter Bewirtschaftung eine klimabedingte Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser erwartet – diese klimabedingte Erhöhung wird aber auch für letzten zehn Jahre schon simuliert. Die klimabedingte Änderung würde sich demnach bereits im Nitratreintrag des vergangenen Jahrzehnts widerspiegeln; es kommt keine weitere Erhöhung der Nitratkonzentration im neu gebildeten Grundwasser hinzu; die Konzentrationen im Aquifer könnten aufgrund des erst allmählich erfolgenden Wasseraustauschs zumindest in Teilen des Grundwasserleiters in den nächsten Jahren noch ansteigen.

Die gefundene witterungsbedingt höhere Nitratauswaschung der letzten Dekade erklärt (zusammen mit Verweilzeiten und Austauschraten im Grundwasserkörper) auch, warum trotz der seit den 80er-Jahren gemachten Fortschritten im Sinne einer zunehmend grundwasserschonenden Bewirtschaftung nicht unbedingt ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erkennen war – im Einzugsgebiet des Langenauer Donaurieds wurde an einzelnen Messstellen ein in der Regel nur leichter Rückgang verzeichnet, teilweise aber auch ein leichter Anstieg, im Mittel für das Gesamtgebiet über die letzten beiden Jahrzehnte hinweg jedoch allenfalls eine sehr geringfügige Änderung.

7.6.3 NITRATEINTRAG IN DEN GRUNDWASSERKÖRPER

In Kapitel 7.6.1 wurde dargestellt, wie mit Hilfe des Agrarökosystemmodells Expert-N die auf Basis der ausgewählten Klimaprojektion erwartete Änderung der Stickstoffauswaschung unter Typstandorten für die wichtigsten im Projektgebiet vertretenen Kulturarten bestimmt wurde. Die daraus abgeleiteten geänderten (tatsächlich häufig gleichbleibenden) N-Salden für die nahe Zukunft 2021 - 2050 wurden in gleicher Weise der in Abschnitt 7.4.1 beschriebenen Regionalisierung unterzogen, wie bei Erstellung der Nitratrandbedingung für die Historie 1951 - 2010. Dabei basiert

- das Niveau der langjährig mittleren Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] unter aktueller Bewirtschaftungsweise und dem Klima des Ist-Zustands für die einzelnen Typstandorte (Kulturart, Boden, Temperatur/Niederschlag) auf einer Synthese aus Expert-N Simulationsergebnissen und Betrachtungen zu den N-Salden der jeweiligen Kultur am jeweiligen Standort
- die erwartete Änderung der Stickstoffauswaschung in der nahen Zukunft auf dem Abgleich des mit Expert-N simulierten Mittelwertes über die zehn WETTREG-2006 Realisationen 2021-2050 gegen den Mittelwert auf Basis der zehn Realisationen der WETTREG Re-Simulation 1971-2000
- die flächenhafte Grundwasserneubildung ist durch die als Szenario "mittel" ausgewählten Sequenzen aus der mit GWN-BW für die zehn Realisationen der Dekaden 2021-2050 simulierten Sickerwassermenge (Abschnitt 5.2.2) gegeben
- die Variabilität der Stickstoffauswaschung innerhalb der 30 Einzeljahre des quantitativen Szenarios "mittel" wird aus der mit Expert-N für diese Einzeljahre simulierten zeitlichen Dynamik abgeleitet

Die auf den ersten Blick etwas komplizierte Vorgehensweise wurde gewählt, um einer Reihe von Forderungen gerecht zu werden: einerseits sollen Auswertungen zu klimabedingten Änderungen stets auf einem Abgleich synthetischer Daten für die Zukunft mit synthetischen Re-Simulationen für den Ist-Zustand erfolgen ⇔ zugleich lassen sich mit dem Grundwassermodell durchgeführte Simulationen für eine "synthetische" Vergangenheit mit von der beobachteten Historie abweichender Abfolge von feuchten und trockenen Jahren den Adressaten vergleichsweise schwer vermitteln. Weiterhin können Simulationen für Bodenwasserhaus-

halt und Stickstoffdynamik unter einer begrenzten Zahl von Typflächen für den gesamten WETTREG Szenarienraum durchgeführt werden ⇔ für das Grundwassermodell muss die Anzahl der Modelljahre aus Gründen der Rechenkapazität eingeschränkt werden. Rechenläufe mit dem Grundwassermodell werden deshalb nur für eine Auswahl von Sequenzen aus dem WETTREG Szenarienraum durchgeführt, welche innerhalb der von diesem Szenarienraum aufgespannten Bandbreite mittlere und mehr oder weniger extreme (für die vorliegende Untersuchung solche mit zehn bzw. 90 % Unterschreitungswahrscheinlichkeit) Varianten repräsentieren. Dabei entsteht eine besondere Problematik daraus, dass die für das Grundwassermodell aus den WETTREG Realisationen (600 Modelljahre) ausgewählte (30 Modelljahre umfassende) Sequenz mit mittlerer Grundwasserneubildung nicht zwangsläufig auch eine solche mit mittlerer Stickstoffauswaschung ist.

Tab. 7.22: Bei Erstellung der Nitrateintragsfunktion für die nahe Zukunft angesetzte, nach Standort differenzierte langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für die nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten.

Kulturart	Klimazone	Boden	aktuell	Szenarien 2021-2050		
				"mittel"	"gering"	"hoch"
Gruen	Donauried	Moor	17.5	17.5	15.2	20.6
Gruen	Donauried	Tschernosem	20.0	20.0	17.4	23.5
Gruen	untere Alb	Parabraunerde	25.0	25.0	23.0	27.4
Gruen	untere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	27.6	32.9
Gruen	höhere Alb	nFK 120/130	25.0	25.0	23.0	27.4
Gruen	höhere Alb	nFK 60~85	17.5	17.5	15.9	19.2
WWei	Donauried	Moor	16.0	16.0	14.3	17.5
WWei	Donauried	Tschernosem	16.0	16.0	14.3	17.5
WWei	untere Alb	Parabraunerde	16.0	16.0	14.3	17.5
WWei	untere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	27.3	33.3
WWei	höhere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	26.9	32.9
WWei	höhere Alb	nFK 60~85	30.0	30.0	27.8	33.1
WGer	Donauried	Moor	16.0	16.0	14.3	17.5
WGer	Donauried	Tschernosem	20.0	20.0	17.8	21.9
WGer	untere Alb	Parabraunerde	25.0	25.0	22.3	27.3
WGer	untere Alb	nFK 120/130	30.0	30.0	27.3	33.3
WGer	höhere Alb	nFK 120/130	40.0	40.0	35.9	43.8
WGer	höhere Alb	nFK 60~85	47.5	47.5	44.1	52.5
SGer	Donauried	Tschernosem	10.0	10.0	9.0	11.3
SGer	untere Alb	Parabraunerde	22.5	24.5	22.2	27.4
SGer	untere Alb	nFK 120/130	27.5	31.5	28.5	35.2
SGer	höhere Alb	nFK 120/130	30.0	34.0	29.7	39.8
SGer	höhere Alb	nFK 60~85	30.0	34.0	31.2	39.1
SMai	Donauried	Moor	20.0	22.0	17.9	26.5
SMai	Donauried	Tschernosem	7.5	9.5	7.7	11.4
SMai	untere Alb	Parabraunerde	7.5	9.5	7.7	11.4
SMai	untere Alb	nFK 120/130	17.5	19.5	15.9	23.5
SMai	höhere Alb	nFK 120/130	20.0	22.0	20.6	23.6
SMai	höhere Alb	nFK 60~85	20.0	22.0	20.6	23.6
Raps	Donauried	Tschernosem	37.5	38.2	36.2	40.5
Raps	untere Alb	Parabraunerde	37.5	38.2	36.2	40.5
Raps	untere Alb	nFK 120/130	65.0	65.7	62.4	69.9
Raps	höhere Alb	nFK 120/130	55.0	55.7	52.5	59.3
Raps	höhere Alb	nFK 60~85	80.0	80.7	76.5	85.5

In **Tab. 7.22** sind die bei Erstellung der Nitratrandbedingung angesetzten Werte der langjährig mittleren Stickstoffauswaschung für die 34 mit Expert-N simulierten Typstandorte zusammengestellt. Betrachtet werden soll an dieser Stelle zunächst Szenario "mittel". Die ausgewaschene Stickstoffmenge [kg/ha/a] entspricht dabei für die drei nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten jener des Ist-Zustands. Für Sommergerste, Silomais und Raps wird eine leichte Erhöhung erwartet. Die gleichbleibende oder geringfügig höhere Stickstoffmenge verteilt sich jedoch unter allen Kulturen auf eine gegenüber dem Ist-Zustand geringere Sickerwassermenge. Bei der flächenhaften Regionalisierung bleiben die für den Ist-Zustand ab Ende der 70er-Jahre für bestimmte Teilräume benötigten, auf eine leicht abweichende Bewirtschaftung zurückgeführten Zuschläge (Abschnitt 7.4.2) erhalten, da im Sinne einer Beschreibung (allein) der klimabedingten Veränderung von einer unveränderten Bewirtschaftung ausgegangen werden soll.

7.6.4 NITRATRANDBEDINGUNG FÜR EIN SZENARIO "MITTEL"

Abb.7.12 zeigt im oberen Teil die zeitliche Dynamik von Nitrateintrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser in Form von über das gesamte nördlich der Donau gelegene Projektgebiet gemittelten Werten in dem für die nahe Zukunft 2021-2050 auf Basis von WETTREG-2006 (ECHAM5/A1B) entworfenen Szenario "mittel". Die im unteren Teil der Abbildung dargestellte zugehörige Sickerwassermenge ist jene des aus den WETTREG Realisationen ausgewählten quantitativen Szenarios "mittel"; die zeitliche Dynamik der Stickstoffauswaschung der Einzeljahre stammt aus den mit Expert-N durchgeführten Simulationsläufen für die zu diesem quantitativen Szenario "mittel" zusammengesetzten Sequenzen aus den WETTREG Realisationen ⇔ der Mittelwert der Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] über die 30 Jahre hinweg entspricht jedoch dem Mittelwert aus der Simulation über alle WETTREG Realisationen (600 Modelljahre). Auf die im unteren Teil der Abbildung zusätzlich eingetragenen Ganglinien der Szenarien mit geringer und hoher Nitratkonzentration wird im folgenden Abschnitt eingegangen werden.

Wie im Ist-Zustand auf Basis der realen DWD Stationsdaten, so ergibt auch aus den Simulationsergebnissen auf Grundlage synthetischer WETTREG Daten für die Zukunft kein strenger Zusammenhang zwischen der Menge an gebildetem Sickerwasser und der Nitratkonzentration, wenngleich (zumindest in den als Szenario "mittel" ausgewählten Sequenzen) hohe Konzentrationen vorwiegend in Jahren mit geringer bis allenfalls mittlerer Sickerwasserbildung auftreten. Umgekehrt können jedoch sowohl trockene als auch feuchte Jahre solche mit vergleichsweise geringer Nitratkonzentration sein. Die Variabilität zwischen den Einzeljahren mit Werten von knapp 30 bis 45 und nur ausnahmsweise über 50 mg/l entspricht der Bandbreite im Ist-Zustand (**Abb. 7.9**)

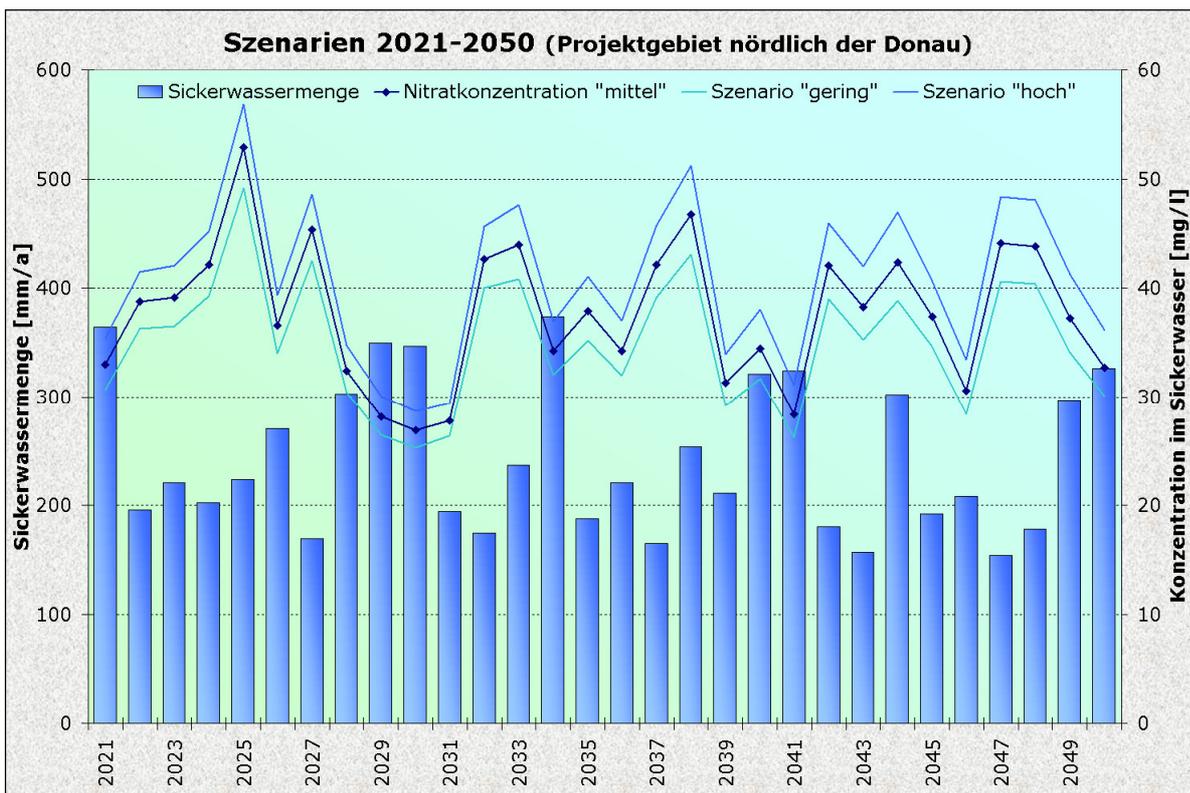
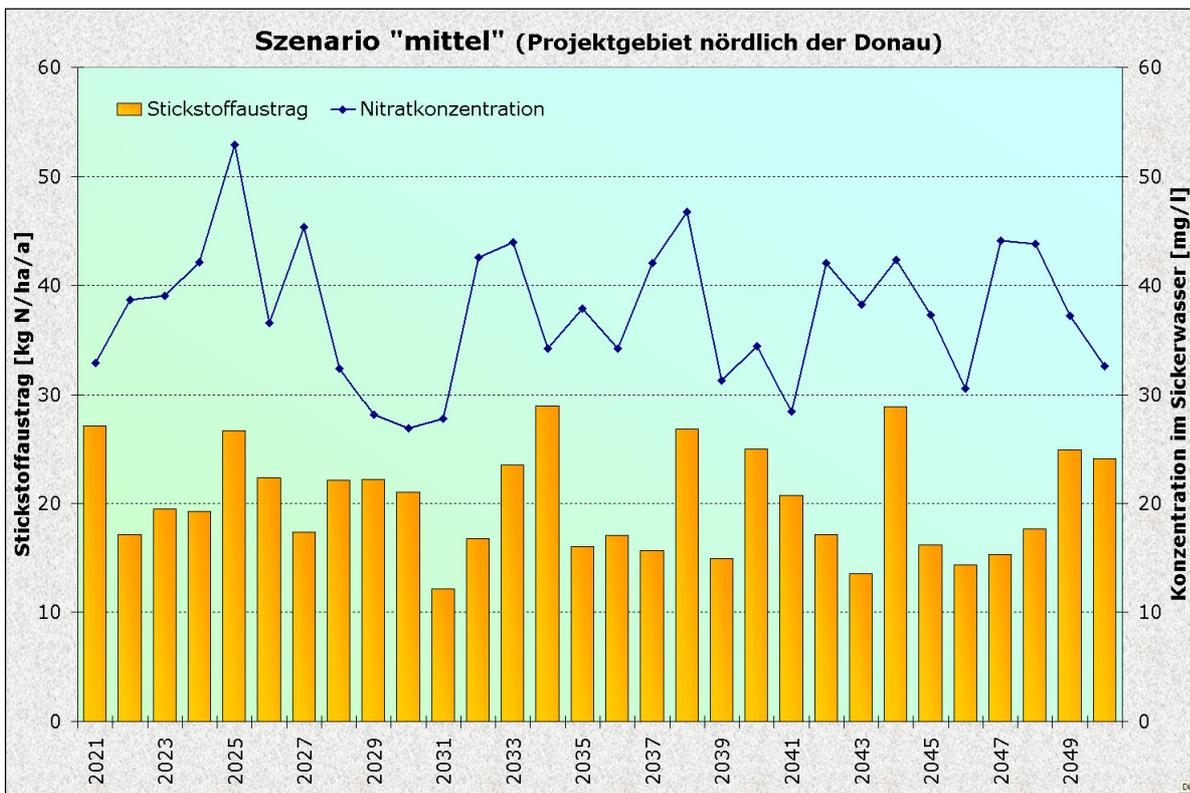


Abb. 7.12: Szenarien für Nitrateintrag, Sickerwassermenge und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets.

Wie aus **Tab. 7.23** hervorgeht, liegt die Sickerwassermenge in der Dekade 2021 - 2030 noch auf dem gleichen Niveau wie im Ist-Zustand ⇔ erst nach dem Jahr 2030 nimmt sie merklich ab. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser fällt in allen drei Dekaden des Szenarios "mittel" relativ ähnlich aus, ist dabei höher als sie bei aktueller Bewirtschaftungsweise unter den Klimabedingungen des Bezugszeitraums 1971 - 2000 gewesen wäre, nimmt aber im Bereich des Karstaquifers ziemlich genau jene Werte an, wie sie auch schon für die

Dekade 2001 - 2010 berechnet wurden. Im Bereich des Kiesaquifers liegt sie etwas höher (40.2 mg/l statt zuletzt 38.8 mg/l).

Tab 7.23: Szenario "mittel" für den Nitratintrag in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.

Sickerwasserbildung [mm/a]

Bereich	km ²	1971	2001	Szenario "mittel" 2021-2050		
		2000	2010	21-30	31-40	41-50
gesamt	1444	244.8	253.4	241.0	210.1	210.5
Nord	945	267.2	276.2	264.4	233.8	231.6
Karst	777	285.7	295.7	283.1	251.6	247.8
Kies	126	176.6	182.1	174.8	148.4	154.4
Torf	42	196.9	196.1	185.9	161.7	164.0
Süd	499	202.5	210.2	196.7	165.2	170.4

Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]

Bereich	km ²	1971	2001	Szenario "mittel" 2021-2050		
		2000	2010	21-30	31-40	41-50
gesamt	1444	18.7	21.3	20.1	18.3	18.0
Nord	945	19.6	22.9	21.4	19.7	19.3
Karst	777	20.4	24.2	22.5	20.8	20.2
Kies	126	15.2	16.0	15.4	13.9	13.9
Torf	42	18.5	19.0	19.5	16.8	17.0
Süd	499	17.1	18.4	17.4	15.7	15.6

Nitrat im Sickerwasser [mg/l]

Bereich	km ²	1971	2001	Szenario "mittel" 2021-2050		
		2000	2010	21-30	31-40	41-50
gesamt	1444	33.9	37.3	36.9	38.6	37.9
Nord	945	32.5	36.7	35.9	37.3	36.8
Karst	777	31.6	36.3	35.3	36.6	36.2
Kies	126	38.2	38.8	39.1	41.6	40.0
Torf	42	41.6	42.9	46.4	46.1	45.8
Süd	499	37.4	38.8	39.2	42.0	40.5

7.6.5 SZENARIEN MIT GERINGER UND HOHER NITRATKONZENTRATION

Ebenso wie im Zuge der quantitativen Betrachtung neben einem innerhalb der durch die WETTREG Realisationen aufgespannten Bandbreite nach langjährigem Mittelwert der Grundwasserneubildungsrate (und zusätzlich auch Variabilität der Einzeljahre) mittleren Szenario jeweils ein solches mit die zu erwartende Bandbreite begrenzender hoher und geringer Grundwasserneubildung ausgewählt wurde (in Anbetracht der bei 200 Modelljahren je Dekade ausnehmend geringen Eintrittswahrscheinlichkeit der geringsten oder höchsten 10-jährigen gleitenden Mittelwerte wurde als Kriterium eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 bzw. 90 % angesetzt), sollte auch im Hinblick auf die zu erwartende Entwicklung der Nitratkonzentration ein Szenario für die unter veränderten Klimabedingungen (bei gleichbleibender Bewirtschaftung auf Basis der Klimaprojektion WETTREG-2006 für den Globalmodelllauf ECHAM5/A1B) realistischer Weise zu erwartende Ober- und Untergrenze des Nitratintrags erstellt werden.

Dabei ergibt sich allerdings insofern ein methodisches Problem, als das Auftreten hoher/geringer Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nicht zwangsläufig in einem eindeutigen Zusammenhang mit der Menge der Sickerwasserbildung steht: so kann etwa ein Jahr mit geringer Sickerwasserbildung ein solches mit hoher, mittlerer oder geringer Nitratkonzentration sein. Von Bedeutung kann dabei sein, in welchen Monaten die Sickerwasserbildung erfolgt, ob die Wasserversorgung in der Vegetationsperiode ein besseres oder schlech-

teres Pflanzenwachstum erlaubt oder ob im Winterhalbjahr eine witterungsbedingt höhere oder geringere Mineralisierung stattfindet. Auf entsprechende Beispiele aus dem Ist-Zustand wurde in Abschnitt 7.5.2 (vgl. Abb. 7.9) hingewiesen. Im WETTREG Szenarienraum können sich deshalb auf benachbarten Perzentilrängen der über zehn Jahre hinweg mittleren Nitratkonzentration (in WETTREG-2006 ist jede Dekade separat zu betrachten) Sequenzen mit einmal geringer, ein andermal hoher Sickerwassermenge bei nur im Bereich der Nachkommastelle variierender Nitratkonzentration finden.

Da hohe und geringe Nitratkonzentrationen nicht eindeutig mit einer hohen oder geringen Sickerwasserbildung assoziiert sind und die gleiche Nitratkonzentration innerhalb einer recht weiten Bandbreite sowohl bei höherer oder geringer Sickerwassermenge auftreten kann, sollen die zu erstellenden Szenarien mit hoher und geringer Nitratkonzentration im Sickerwasser vom Grundwassermodell möglichst in Verbindung mit dem ausgewählten quantitativen Szenario "mittel" (d.h. innerhalb der durch den WETTREG Szenarienraum gegebenen Bandbreite mittlerer Grundwasserneubildung) gerechnet werden können. Dazu wurde die auf Grundlage der Simulation über alle WETTREG Modelljahre für die nahe Zukunft 2021-2050 erwartete mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] um jene relativen Beträge variiert, um welche die mit Expert-N simulierten 10- und 90 % Perzentile der (über zehn Jahre hinweg mittleren) Nitratkonzentration im Sickerwasser (am einzelnen Typstandort) vom Median der mit Expert-N berechneten Konzentration im Sickerwasser abweicht.

Die über die drei Dekaden der nahen Zukunft 2021 - 2050 gemittelten Werte der Stickstoffauswaschung [kg/ha/a], welche in Verbindung mit der über alle WETTREG Modelljahre hinweg mittleren Sickerwassermenge [mm/a] die 10- und 90 % Perzentile der mehrjährig mittleren Nitratkonzentration ergeben, sind in **Tab. 7.22** in den Spalten für die Szenarien mit geringer und hoher Nitratkonzentration eingetragen. Nach flächenhafter Regionalisierung und Mischung mit dem Sickerwasser aus nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich die in **Tab. 7.24** für einzelne Teilräume des KLIMOPASS Projektgebietes zusammengestellte erwartete Bandbreite des Nitratreintrags in den Grundwasserkörper. Bei der im oberen Teil ausgewiesenen Sickerwassermenge in der nahen Zukunft handelt es sich jeweils um jene aus dem quantitativen Szenario "mittel" mit dem mittleren Erwartungswert der langjährig mittleren Grundwasserneubildung. Aus den drei Szenarien für die mittlere erwartete ausgewaschene Stickstoffmenge und deren durch die Szenarien "hoch" und "gering" abgesteckte Bandbreite resultiert in Verbindung mit dem mittleren Erwartungswert der Grundwasserneubildung die im unteren Teil angegebene Bandbreite der erwarteten Nitratkonzentrationen, welche aufgrund der nötigen methodischen Vereinfachungen zwar nicht mehr exakt mit einer Unter- bzw. Überschreitungswahrscheinlichkeit von zehn Prozent in Verbindung gebracht werden kann, jedoch zumindest deren Größenordnung repräsentieren sollte. Im Mittel über das gesamte nördlich der Donau gelegene Grundwassereinzugsgebiet des Langenauer Donaurieds liegt die für die nahe Zukunft 2021 - 2050 erwartete Nitratkonzentration im Sickerwasser im Szenario "gering" um 2.7 mg/l unter jener aus dem Szenario "mittel", im Szenario mit hoher Nitratkonzentration um 3.1 mg/l über dem mittleren Erwartungswert. Die Unschärfe der für die vorliegende Bearbeitung ausgewählten Klimaprojektion (welche ihrerseits nur eine, wenngleich dem abgebildeten Klimasignal nach in etwa mittlere, unter vielen weiteren verfügbaren Klimaprojektionen darstellt) zeichnet damit in etwa die Schwankungsbreite der über die letzten beiden Jahrzehnte hinweg an den im Donauried gelegenen Fassungen beobachteten Nitratkonzentrationen nach. Die sich bei gleichbleibender Bewirtschaftung aufgrund des Klimawandels einstellenden Nitratkonzentrationen der nahen Zukunft sollten damit im langjährigen Mittel innerhalb der bislang (zumindest zu Teilen ebenfalls witterungsbedingt) auf kürzerer Zeitskala erfassten Schwankungsbreite liegen, wobei bei einer Verschiebung des Mittelwertes zu einer der Grenzen der bislang beobachteten Bandbreite hin kurzfristige Unter- bzw. Überschreitungen nicht auszuschließen sind.

Tab 7.24: Aus den WETTREG-2006 Realisationen (ECHAM5/A1B) abgeleitete Bandbreite von Szenarien mit mittlerem, geringem und hohem Nitratreintrag differenziert nach unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.

Sickerwasserbildung [mm/a]

Bereich	km ²	1971 2000	2001 2010	Szenarien 2021-2050		
				mittel	gering	hoch
gesamt	1444	244.8	253.4	220.5	220.5	220.5
Nord	945	267.2	276.2	243.3	243.3	243.3
Karst	777	285.7	295.7	260.8	260.8	260.8
Kies	126	176.6	182.1	159.2	159.2	159.2
Torf	42	196.9	196.1	170.5	170.5	170.5
Süd	499	202.5	210.2	177.4	177.4	177.4

Stickstoffauswaschung [kg/ha/a]

Bereich	km ²	1971 2000	2001 2010	Szenarien 2021-2050		
				mittel	gering	hoch
gesamt	1444	18.7	21.3	18.8	17.4	20.5
Nord	945	19.6	22.9	20.1	18.7	21.8
Karst	777	20.4	24.2	21.2	19.7	22.9
Kies	126	15.2	16.0	14.4	13.2	15.9
Torf	42	18.5	19.0	17.8	15.9	20.3
Süd	499	17.1	18.4	16.2	14.8	17.8

Nitrat im Sickerwasser [mg/l]

Bereich	km ²	1971 2000	2001 2010	Szenarien 2021-2050		
				mittel	gering	hoch
gesamt	1444	33.9	37.3	37.7	34.9	41.1
Nord	945	32.5	36.7	36.7	34.0	39.8
Karst	777	31.6	36.3	36.0	33.5	38.9
Kies	126	38.2	38.8	40.2	36.7	44.3
Torf	42	41.6	42.9	46.1	41.2	52.7
Süd	499	37.4	38.8	40.5	37.1	44.5

Tab 7.25: Nitratkonzentration unter verschiedenen Nutzungsformen im Teilbereich "Karstaquifer" für die nahe Zukunft 2021-2050

Szenario "mittel" 2021-2050

Landnutzung	Fläche km ²	Sickerung mm/a	N-Austrag kg/ha/a	Conc NO3 mg/l
Siedlungsflächen	74.9	113.3	5.1	20.0
Acker	361.4	290.8	32.3	49.2
Grünland	29.5	341.0	22.3	29.0
komplexe Parzellen	93.4	344.2	28.7	36.9
Laubwald	81.7	301.0	6.8	10.0
Nadelwald	35.7	106.6	2.4	10.0
Mischwald	92.2	179.7	4.1	10.0
natürl. Grünland	1.7	299.4	6.8	10.0
Heide	5.6	232.1	5.2	10.0

Szenario "gering" 2021-2050

Landnutzung	Fläche km ²	Sickerung mm/a	N-Austrag kg/ha/a	Conc NO3 mg/l
Acker	361.4	290.8	29.9	45.6
Grünland	29.5	341.0	20.4	26.5
komplexe Parzellen	93.4	344.2	26.5	34.2

Szenario "hoch" 2021-2050

Landnutzung	Fläche km ²	Sickerung mm/a	N-Austrag kg/ha/a	Conc NO3 mg/l
Acker	361.4	290.8	35.1	53.5
Grünland	29.5	341.0	24.8	32.2
komplexe Parzellen	93.4	344.2	31.3	40.3

8 Berechnung der Nitratkonzentration im Grundwasser bis 2020

8.1 DIE ENTWICKLUNG DER NITRATKONZENTRATION AN DEN FASSUNGEN 1 BIS 6 IM DONAURIED (MESSUNGEN)

Die Nitratkonzentration an den Fassungen 1 bis 6 wird vom Zweckverband Landeswasserversorgung kontinuierlich seit Inbetriebnahme der Fassungen beobachtet. Zusätzlich gibt es Nitratmesswerte von Grundwassermessstellen im Zustrom zu den Fassungen. Die Auswertung der Zustromkonzentrationen für 2008 ist in **Abb.8.1** dargestellt. Hier zeigt sich, dass die Nitratkonzentrationen im Zustrombereich zum Donaured auch im Jahre 2008 noch vergleichsweise hoch sind und die Konzentrationen an den Fassungen in den kommenden Jahren nicht wesentlich sinken werden. Insbesondere in den Karstmessstellen an der Nordgrenze der Zone 2 liegen die gemessenen Konzentrationen in der Größenordnung von 30 mg/l. Auf der Albhochfläche und hier nördlich der Lone sind die Nitratkonzentrationen deutlich geringer.

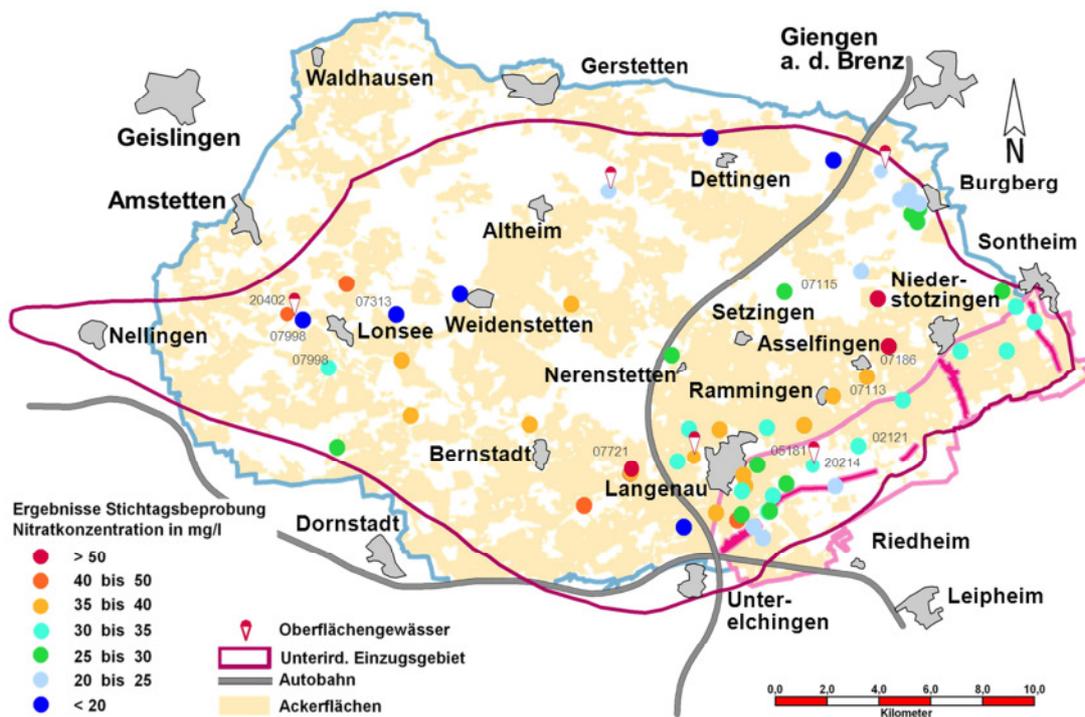


Abb. 8.1: Nitratkonzentration an Vorfeldmessstellen im Juni 2008 (Blaue Linie: Zone III, Rosa Linie: Zone II).

Das Grundwasser der Fassungen 1 bis 6 gehört zu den normal erdalkalischen, überwiegend hydrogenkarbonatischen Wässern. Innerhalb des gemeinsamen hydrochemischen Grundtyps weisen die Grundwässer der Fassungen deutliche Unterschiede auf, die auf abweichenden hydrogeologischen Verhältnissen im Zustrombereich (Wasseralter, Sauerstoffgehalt und Redoxverhältnisse im Karstgrundwasser, organische und mineralische Deckschichten) und den unterschiedlich starken anthropogenen Einwirkungen beruhen.

Beim Nitrat (Grenzwert TrinkwV: 50 mg/l) unterscheiden sich die Fassungen deutlich voneinander (siehe **Abb. 8.2** und **8.3**). Die Fassungen 1 und 6 liegen auf der Hochterrasse mit mineralischen Deckschichten und dominantem Zufluss aus dem benachbarten Karstaquifer. An der Fassung 1 werden leicht steigende, an der Fassung 6 leicht sinkende Nitratgehalte registriert, die kaum schwanken. Die im Niedermoor gelegenen Fassungen 2 und 3 unterscheiden sich wesentlich von den Fassungen 1 und 6 durch enorme Nitratpeaks in Nassjahren, in denen der Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l überschritten wurde. An der Fassung 3 ergab sich im Mai 1994 nach ergiebigen Niederschlägen auswaschungsbedingt eine Spitzenkonzentration von 67 mg/l! Elf Jahre nach der Einführung der SchALVO wurden im Jahr 2007 an den Fassungen 2 und 3 die niedrigsten Jahresmittelwerte gemessen (Fassung 3: 29,1 mg/l). Seit 2007 wird jedoch wieder ein ansteigender Trend verzeichnet, der dazu führte, dass die Einzugsgebiete der Fassungen 2 und 3 ab 2011 als SchALVO-Problemgebiet ausgewiesen werden mussten.

Etwas erfreulicher ist in den letzten Jahren der Verlauf der Nitratkonzentration an der Fassung 5. Hier konnte - beginnend bei einer Nitratkonzentration von rd. 52 mg/l im Jahr 1988 - der stärkste Nitratrückgang von 14 mg/L verzeichnet werden. Ab 1995 - also sieben Jahre nach Einführung der SchALVO - ist ein leichter Rückgang von 35 auf heute rd. 30 mg/l festzustellen, so dass das Einzugsgebiet der Fassung 5 ab 2011 gemäß SchALVO von einem Nitrat-Sanierungsgebiet auf ein Nitrat-Problemgebiet zurückgestuft werden konnte [Emmert 2011].

Die Nitratwerte an der Fassung 4, die ebenfalls zentral im Ried liegt, sind im Gegensatz zu den anderen Fassungen bis aktuell extrem niedrig. Dies ist durch den hohen Anteil an aufsteigendem Karstwasser begründet. Im Bereich der Fassung 4 strömt Wasser aus dem Süden des Karstaquifers zu, das bis heute anthropogen unbelastet ist. Außerdem ist das Grundwasser sauerstofffrei, so dass hier auch bei Zumischung von nitrathaltigem Grundwasser ein Nitratabbau stattfinden kann.

Geht man davon aus, dass die Intensivierung der Landwirtschaft in den 1950er Jahren begonnen hat, so ist ab 1950 mit steigenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu rechnen. Ein Vergleich der Messwerte an den Fassungen im Donauried zeigt allerdings in Teilbereichen schon erkennbar höhere Nitratkonzentrationen in den 1950er-Jahren. Wie die gemessenen Nitratkonzentrationen aus den 1950er-Jahren zeigen, liegen die Nitratkonzentrationen im Donauried im Kiesaquifer in den 50er Jahren zwischen 7 und 30 mg/l je nach Fassung.

Die gemessenen Nitratkonzentrationen an den Fassungen 1 bis 6 und an einigen Grundwassermessstellen dienen in der vorliegenden Untersuchung dazu, das Nitrattransportmodell zu überprüfen. Dies erfolgt über den Vergleich der gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen. Mit Hilfe des Modellsystems werden zunächst die Nitratverhältnisse aus der Vergangenheit zwischen 1950 und 2010 betrachtet.

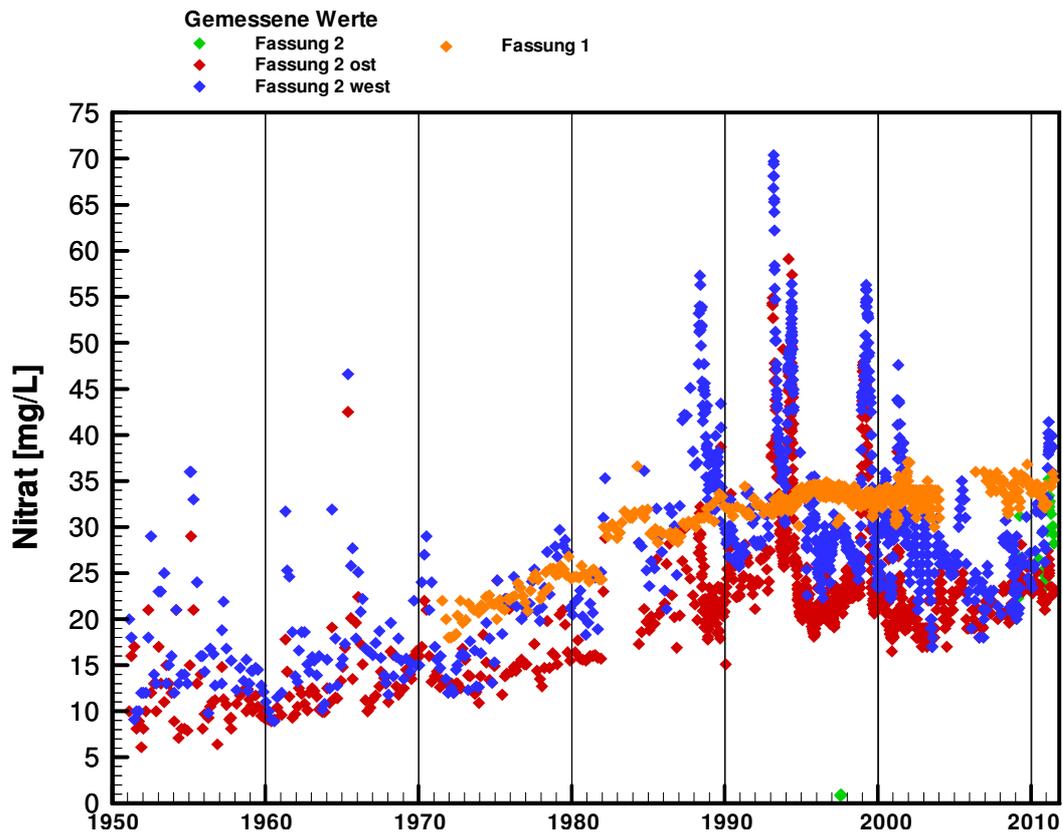


Abb. 8.2: Gemessene Nitratkonzentrationen an den Fassungen 1 und 2 im Donauried.

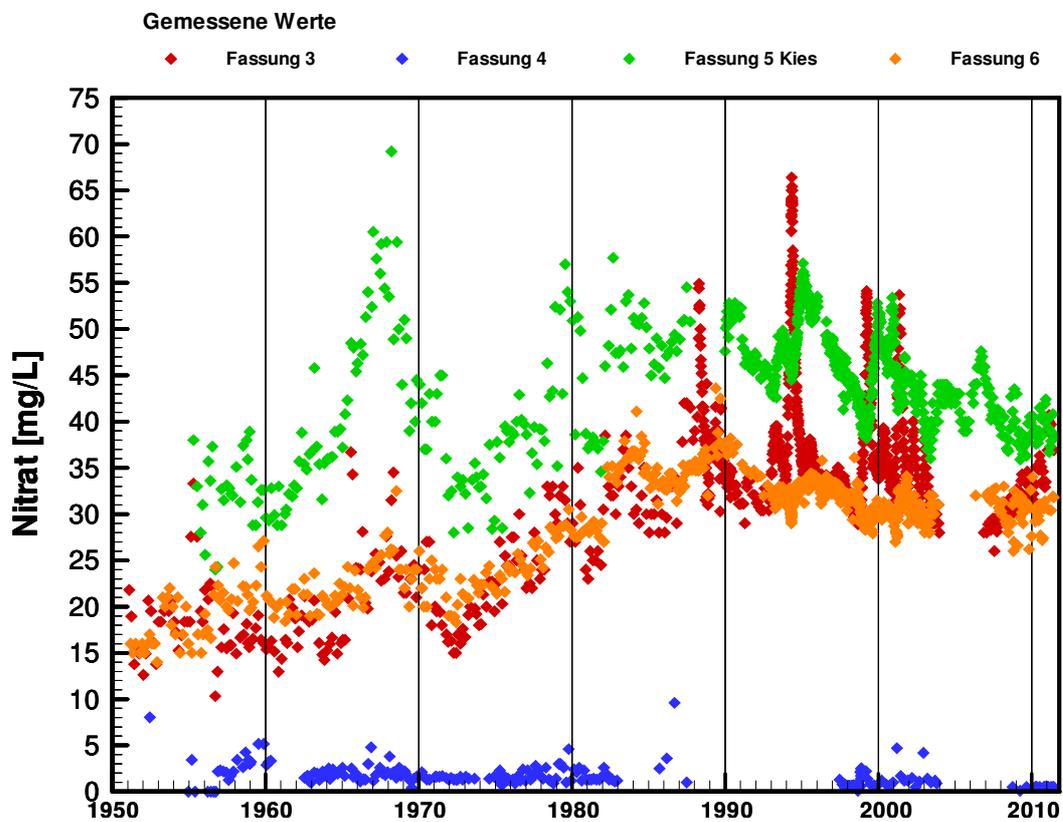


Abb. 8.3: Gemessene Nitratkonzentrationen an den Fassungen 3,4,5 und 6 im Donauried.

8.2 SUMMARISCHERNITRATEINTRAG ÜBER DIE JAHRE 1951 BIS 2020

Aufgrund der intensiveren Düngung steigen die Nitratreinträge über die Jahre bis Mitte der 80er Jahre fast konstant an, danach bleiben die Einträge in etwa auf demselben Niveau. Die genaue Zunahme der Einträge ist in Kapitel 7 beschrieben.

8.3 ERSTELLUNG DER NITRATEINTRAGSFUNKTION FÜR DAS GRUNDWASSERMODELL

Um die Modelleingangsdaten für das Transportmodell MT3DMS aufzubereiten, müssen alle Nitratingangsfunktionen aus dem Nitratreintragsmodell auf das Modellzellenraster übertragen werden. In **Abb. 8.4** sind die landwirtschaftlichen Flächen mit dem Modellraster dargestellt. Jede Modellzelle erhält dabei die Nitratingangskonzentration entsprechend der Anteile der einzelnen landwirtschaftlichen Flächen. Je nach Größe und Lage der Flächen und Modellzellen zueinander muss die Nitratkonzentration aus den einzelnen Flächen ermittelt werden. Diese Eintragsverteilung wird für jeden Monat erstellt und gibt dem Programm die Nitratbelastung im Sickerwasser vor. Die Grundwasserneubildung erfolgt im MT3D auf die jeweils oberste, aktive Modellzelle. Je nach Vorhandensein von Torf (im zentralen Bereich des Donaurieds), Kies oder Karst erfolgt die Neubildung in den Modellschichten 1,2 oder 5.

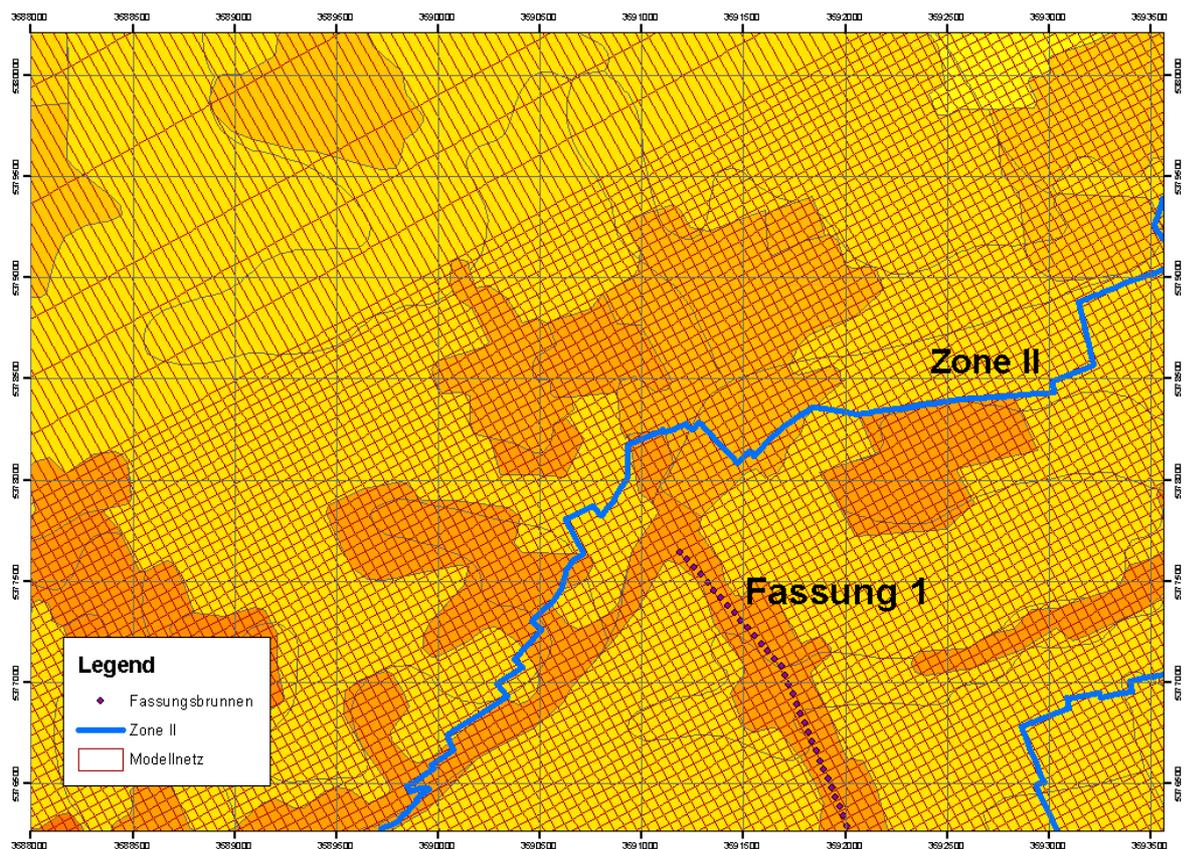


Abb. 8.4: Darstellung des Modellrasters und der Nitratflächen im Bereich der Fassung 1 (farbliche Unterscheidung kennzeichnet lediglich unterschiedliche Eintragsbereiche).

Beispielhaft sind die Nitratreintragskonzentrationen in **Abb. 8.5 und 8.6** für die Jahre 1955 und 1987 dargestellt. Während in den 1950er-Jahren der Nitratreintrag noch mit geringen Konzentrationen erfolgte, werden in den 1970er- und 1980er-Jahre Spitzenwerte von über 70 mg/l erreicht. Dies ist gut erkennbar an der Zu-

nahme der gelben und roten Flächen, welche die Bereiche mit höheren Konzentrationen im Sickerwasser kennzeichnen.

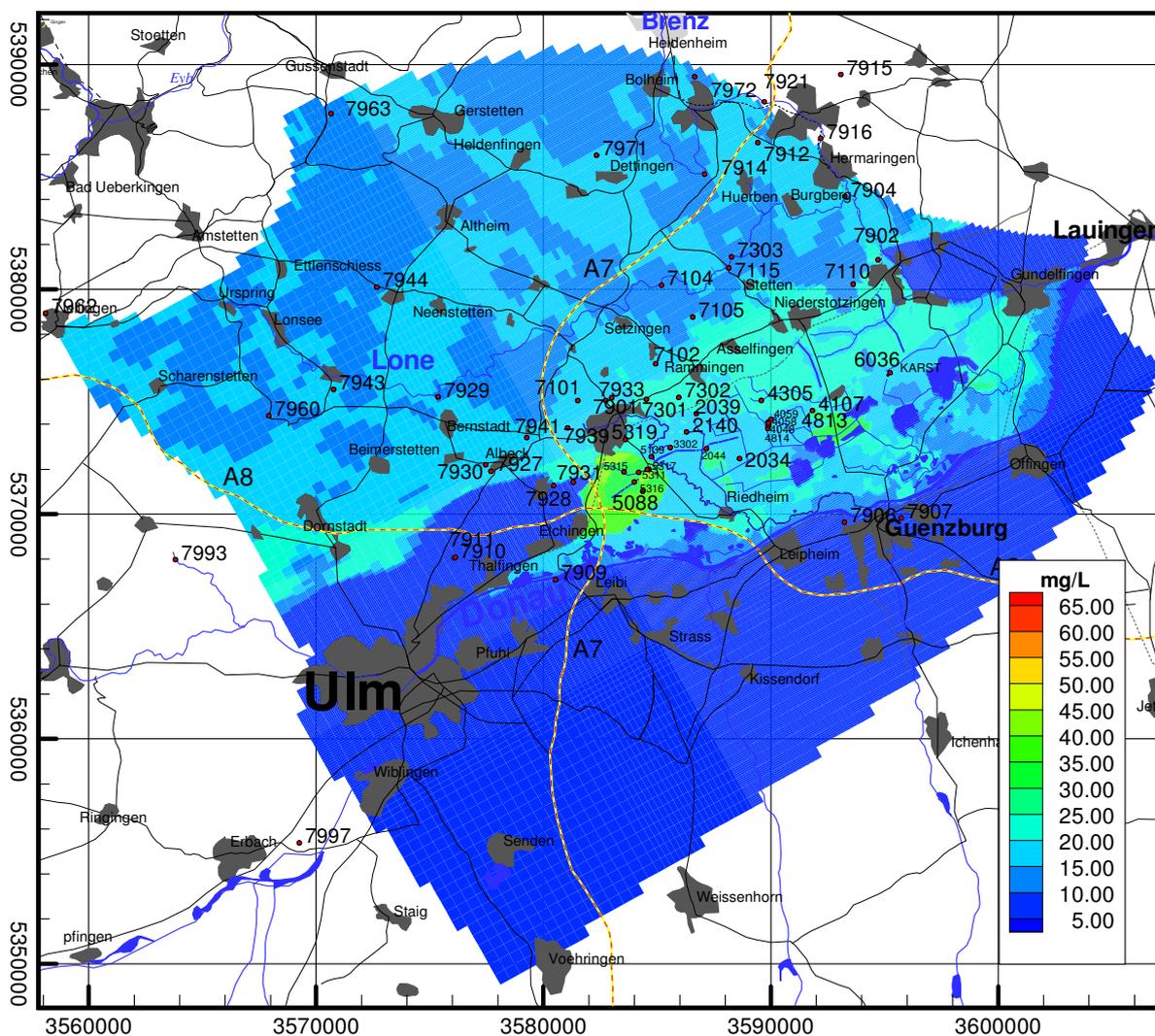


Abb. 8.5: Nitrateintragskonzentration für das Jahr 1955.

Für Bereiche, in denen der Karstaquifer von Molasse überdeckt ist, wurde der Nitrateintrag auf 7 mg/L reduziert. In beiden Abbildungen ist ein erhöhter Eintrag um die Fassung 5 zu erkennen. (siehe Abb. 8.15 ff)

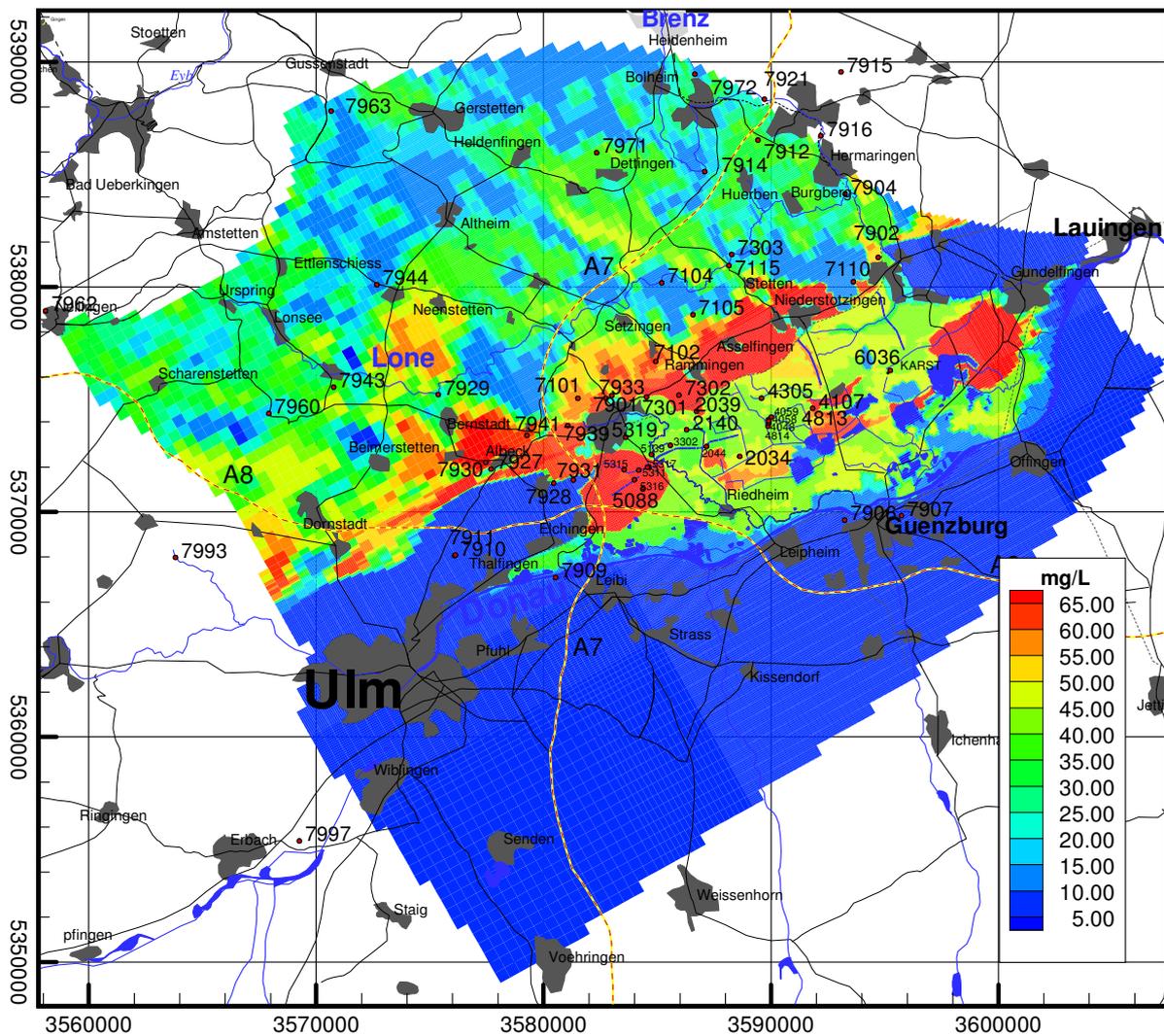


Abb. 8.6: Nitrateintragskonzentration für das Jahr 1987.

Wertet man die maximalen Einträge in den einzelnen Zellen aus, so werden Konzentrationen von über 70 mg/l an einzelnen Standorten erreicht. Mittelt man allerdings die Konzentrationen über das Modellgebiet (Kies, Torf und nicht überdeckter Karst), so liegen die Mittelwerte entsprechend **Abb. 8.7** bei ca. 25 mg/l, in einzelnen Jahren bei 40 mg/l. Dieser Verlauf zeigt ungefähr die Konzentrationsentwicklung an den Fassungen. Da das zuströmende Grundwasser in den Fassungen zum Teil mehrere Jahrzehnte unterwegs ist, gibt es einen zeitlichen Versatz zwischen dem Nitratreintrag und der Ankunft in den Fassungen.

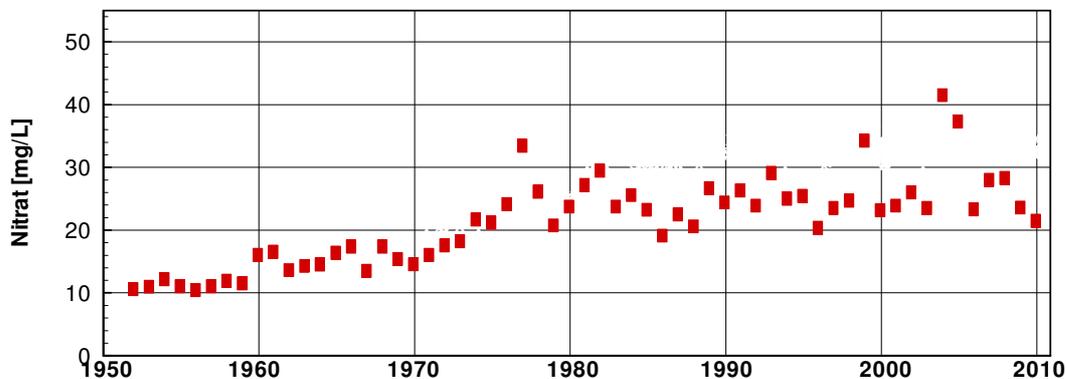


Abb. 8.7 Darstellung der mittleren Konzentrationen im Sickerwasser gemittelt über das Modellgebiet.

8.4 BERECHNUNG DER STARTVERTEILUNG

Da die Berechnung erst ab 1951 erfolgt, muss für 1951 eine Startverteilung ermittelt werden. Messungen sind für 1950 nicht flächendeckend vorhanden, deswegen kann die Startverteilung nicht aus Messdaten interpoliert werden. Die Nitratmessungen an den einzelnen Fassungen zeigen schon in den Anfängen relativ hohe Konzentration. An der Fassung 1 liegen die Konzentrationen bei 18 mg/l, an den Fassungen 2 und 3 bei ca. 16, die Fassung 5 zeigt sogar Konzentrationen über 30 mg/l. Da die Konzentrationen im Karst im südlichen Bereich sehr gering sind, muss mit einem festgelegten plausiblen Nitratreintrag die Verteilung für den Startzeitpunkt berechnet werden. Hierfür wird über 20 Jahre mit den Neubildungs- und Nitratreintragverhältnissen von 1955 gerechnet. Dieses Jahr wurde ausgewählt, da hier die Konzentration im Sickerwasser ungefähr den gemessenen Werten an der Fassung entspricht. Die in **Abb. 8.8** dargestellte Nitratkonzentrationsverteilung zeigt schon sehr deutlich die Strömungsverhältnisse im Grundwassermodell. Der südliche Bereich ist von mächtigen Molasseschichten überdeckt und führt kein lokal neugebildetes Grundwasser. Die Nitratkonzentration liegt hier unter 7 mg/l. Das Grundwasser auf der Schwäbischen Alb weist eine mittlere Konzentration von ca. 12 bis 17 mg/l auf. Dies entspricht auch der vorgegebenen Konzentration im Sickerwasser. Im numerischen Modell ergibt sich eine klare Trennlinie zwischen nitrathaltigem Grundwasser von der Albhochfläche und nitrathaltigem Wasser aus dem molasseüberdeckten Bereich im südlichen Zustrom. Diese Trennlinie stimmt gut mit den Erkenntnissen aus Tritiummessungen überein (kup 2009). Südlich dieser Trennlinie ist tritiumfreies Grundwasser zu finden, nördlich davon ist das Grundwasser deutlich jünger. Die Aufstiegsbereiche befinden sich in dem Bereich zwischen der Trennlinie und dem nördlichen Rand des Kiesaquifers. Im Tiefen Karst (Südlicher Zustrom) und in einigen Bereichen im zentralen Bereich im Kiesaquifer wird mit einem Abbau von 11.2 mg Nitrat pro Liter und Jahr gerechnet. Durch die Vermischung mit nitrathaltigem Wasser aus dem südlichen Zustrom und dem Abbau im sauerstoffarmen Wasser ergibt sich eine Trennlinie zwischen hohen und niedrigen Nitratwerten unter dem Ried. Die Fassung 4 befindet sich südlich dieser Linie, die Hauptaufstiegsbereiche von Karstgrundwasser liegen nördlich im Bereich mit hohen Nitratkonzentrationen.

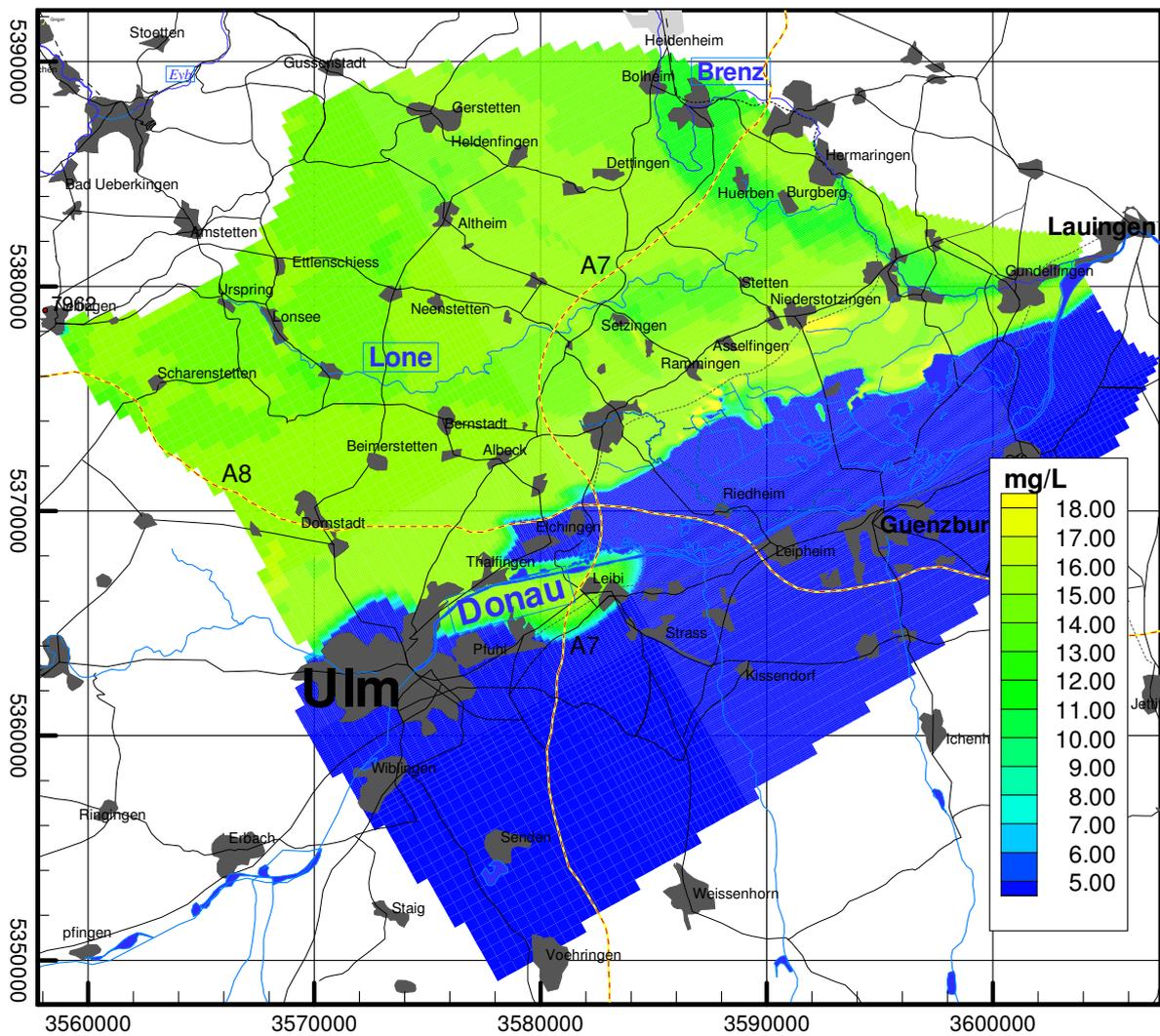


Abb. 8.8: Berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer 1951.

Im Kiesaquifer (Abb. 8.9) sind die Nitratkonzentrationen deutlich inhomogener als im Karst. Hier wirkt sich der räumlich variierende Nitratreintrag mit der Grundwasserneubildung direkt aus. Durch die stark unterschiedlich bewirtschafteten Böden sind auch die Eintragswerte unterschiedlich. Der Nitratreintrag erfolgt dabei je nach Wasserstand im Kies- und Torfaquifer entweder in den Torf, oder, wenn dieser bei niederen Grundwasserständen trockenfällt, in den Kiesaquifer. Im zentralen Bereich sind die Konzentrationen sehr gering. Hier wird der Kies zum einen durch den Torf geschützt und die Eintragskonzentration in den Torf ist ebenfalls gering. Im Torf sind die Verhältnisse je nach vorhandenen Böden und Bewirtschaftung stark unterschiedlich.

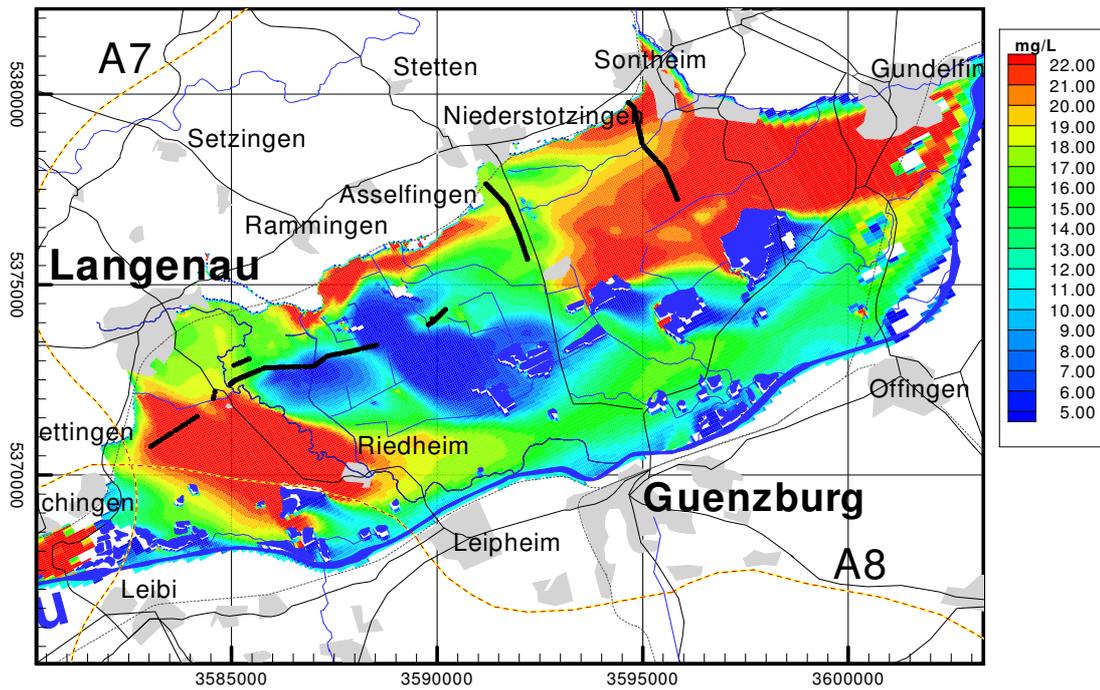


Abb. 8.9: Berechnete Nitratkonzentration im Kiesaquifer im Jahr 1951.

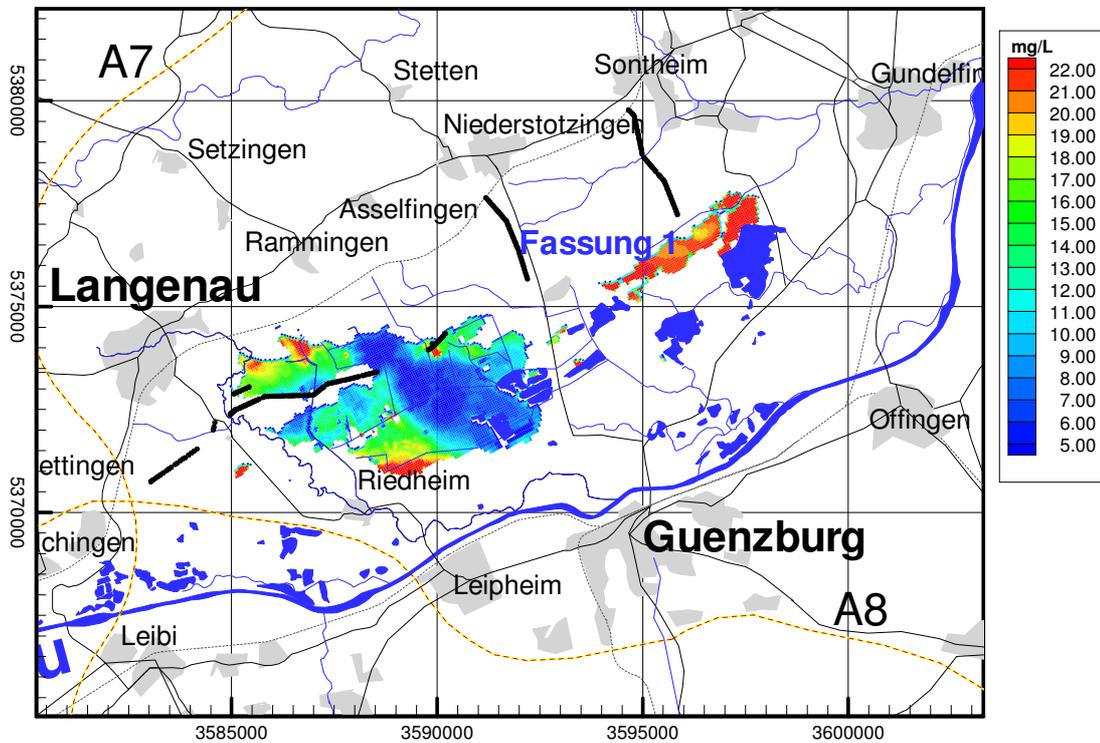


Abb. 8.10: Berechnete Nitratkonzentration im Torfaquifer 1951.

8.4.1 BERECHNUNG DER NITRATKONZENTRATION BIS 2020

8.4.2 BERECHNUNG BIS 2010

Mit dem Transportmodell MT3D wird die Nitratkonzentration im Grundwasser berechnet. Über die Sickerwasserkonzentration erfolgt ein flächenhafter Eintrag über die Grundwasserneubildung. Der Massenzufluss von Nitrat ergibt sich aus dem Produkt zwischen der Sickerwasserkonzentration und der Sickerung. Dadurch variiert der Nitratreintrag in Abhängigkeit der Größe der Sickerwasserbildung. Gibt es einen Monat mit hohen Neubildungsraten, so steigt bei gleichbleibenden Konzentrationen (Konzentration immer für 12 Monate konstant) auch die eingetragene Masse an Nitrat ins Grundwasser.

Da die Fassungen im Kies unterschiedlich angeströmt werden, ergibt sich eine Differenzierung der Nitratkonzentrationen in den Fassungen. Bei hohen Karstwasserständen steigt mehr Wasser aus dem Karstaquifer auf. Fällt der überlagernde Torfkörper trocken, so erfolgt die Grundwasserneubildung direkt in den Kiesaquifer und es kommt zu einem direkten Nitratreintrag in den Kies bis der Torf wieder benetzt ist. Dadurch kommt es an manchen Fassungen zu stärkeren kurzfristigen Schwankungen der Nitratkonzentrationen. Auch an den Ganglinien im Randbereich der Trennlinie zwischen tiefem Karstwasser und jungem Karstwasser von der Alb schwanken die Konzentrationen im Verhältnis zu homogen angeströmten Bereichen stärker. Über die Quellen, die Entnahmen und über den Abstromrand, in geringem Maße auch über die Verdunstung, wird Nitrat aus dem Grundwassermodell ausgetragen.

Ergebnis der Berechnung ist die zeitlich variable Nitratverteilung im Modellgebiet. Wertet man die Konzentration in den Brunnen der einzelnen Fassungen aus und berechnet daraus die Mischwasserkonzentration, so kann für jede Fassung die berechnete Konzentration mit den Messwerten verglichen werden.

In **Abb. 8.11** sind die gemessenen und berechneten Nitratkonzentrationen an der Fassung 1 dargestellt. In den 50er Jahren liegen die Startkonzentrationen bei ca. 17 mg/L. Die frühesten Messwerte in den 70er Jahren werden gut abgebildet, ebenso der Anstieg bis 1980. Der zeitliche Verlauf innerhalb der 80er Jahre mit einem Absinken ab ca. 1984 wird durch die Berechnung reproduziert. Danach sind die berechneten Werte um ca. 7 mg/l zu gering.

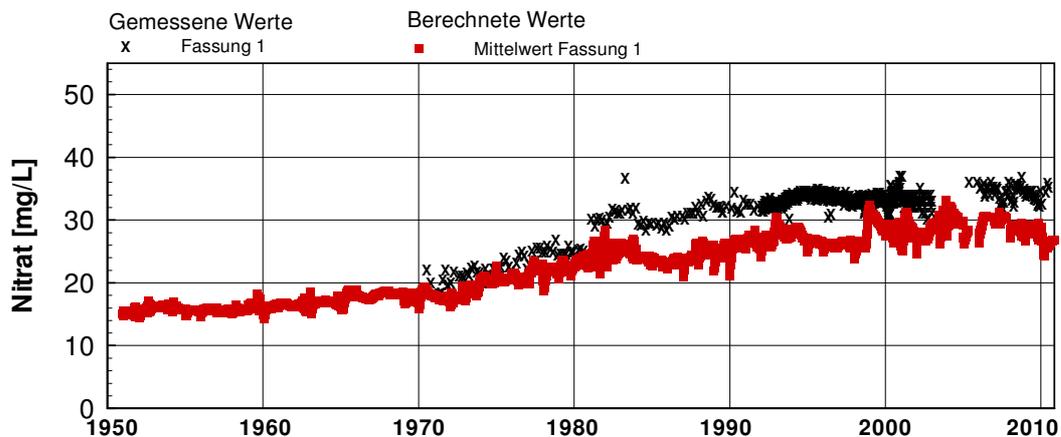


Abb. 8.11: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 1.

An der Fassung 2 wurden ab den 50er Jahren Messungen durchgeführt. Schon hier weisen die gemessenen Werte eine starke Streuung auf. Da in den frühen Jahren weniger häufig gemessen wurde, sind die auftretenden Peaks nicht so deutlich zu erkennen wie in den 80er und 90er Jahren. Untersucht man die Zeitpunkte mit auftretenden Maximalwerten mit den gemessenen Piezometerhöhen, so waren die Grundwasserstände im Zeitraum vor den auftretenden Peaks immer über Monate extrem niedrig. Folgen dann starke Neubildungsergebnisse, scheint mineralisierter Stickstoff in Form von akkumuliertem Nitrat aus dem Torfkörper ausgewaschen zu werden und zu einer kurzfristigen Erhöhung der Nitratkonzentrationen zu führen. Dies scheint allerdings ein sehr lokales Ereignis zu sein, da die hohen Konzentrationen extrem rasch wieder auf das vorige Niveau sinken.

Die berechneten Nitratkonzentrationen an der Fassung 2 zeigen ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten. Die Größenordnung der Anstiege wird gut abgebildet, auch die Konzentrationen zum Ende der historischen Messperiode stimmen überein. Im Gegensatz zur Fassung 1 ist die zeitliche Variabilität in den berechneten Werten größer. Dies liegt an der Überdeckung durch den Torfaquifer, der zeitweise trocken fällt und es hier zu unterschiedlichen Strömungsverhältnissen aus Karst, Kies und Torf kommt. Die starken Peaks in den 80er und 90er Jahren werden vom Grundwassermodell nicht abgebildet. Hierfür sind lokale Auswaschungsvorgänge im Torf verantwortlich, die sich bei hohen Grundwasserständen ergeben. Dieses Systemverhalten wurde im Grundwassermodell nicht implementiert, da es sich um ein kurzfristiges Phänomen handelt.

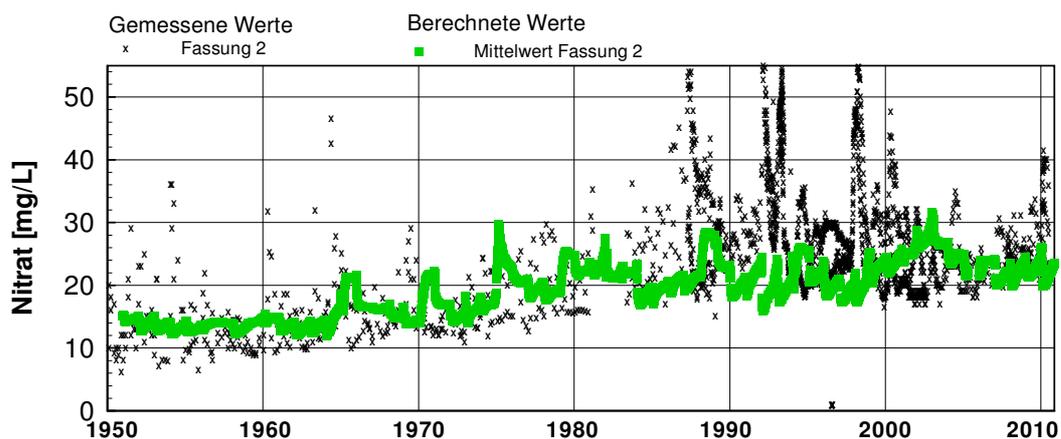


Abb. 8.12 Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 2.

An der Fassung 3 sind die gemessenen Werte im zeitlichen Verlauf sehr ähnlich wie an der Fassung 2, allerdings sind die Konzentrationen um fast 10 mg/l höher. Die Rechnung zeigt dagegen einen ruhigeren Verlauf und bildet die Spitzen nicht nach. Im Modell wird die Fassung 3 recht konstant angeströmt und erhält auch Uferfiltrat aus der Nau. Ab den 70er Jahren wird auch im Oberflächengewässersystem des Donaurieds eine erhöhte Nitratkonzentration angesetzt. Allerdings ist der Anteil im Aquifer doch relativ gering und führt nicht zu einer erkennbaren Erhöhung der berechneten Nitratkonzentrationen. Die Nitratspitzen entstehen wiederum durch kurzfristig ansteigende Grundwasserstände und einer kurzfristigen Mobilisierung von Nitrat aus den anmoorigen Böden, was im Modell nicht implementiert ist. Das Modell bildet den langfristigen Trend jedoch zutreffend ab.

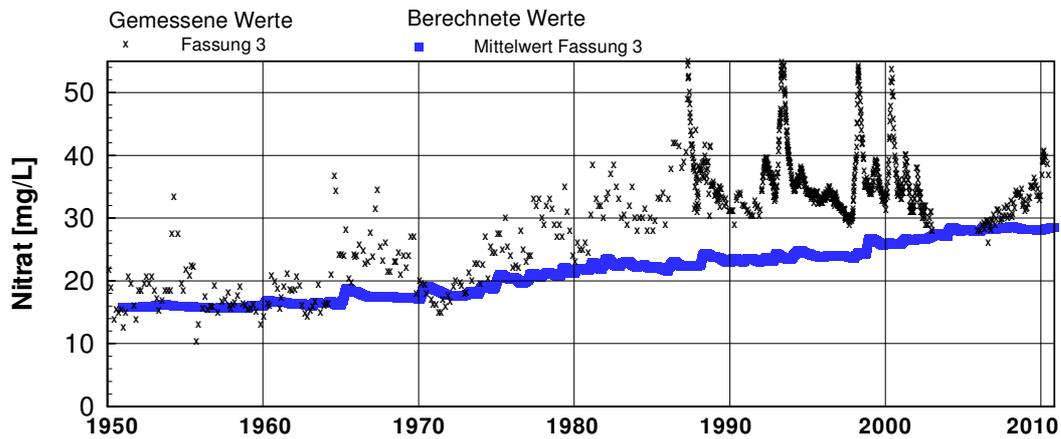


Abb. 8.13 Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 3.

Die Fassung 4 bildet innerhalb des Donaurieds einen Sonderfall. Sie liegt in einem Bereich, in dem viel Grundwasser aus dem Karstaquifer aufsteigt. Dieses Wasser stammt zum größten Teil aus dem südlichen Zustrom zum Ried und ist nicht nitratbelastet. Die berechneten Konzentrationen liegen deutlich unter denjenigen, die im restlichen Teil des Donaurieds berechnet werden. Hier wird lokal Nitrat im überwiegend sauerstofffreien Grundwasser abgebaut. Dieser Abbau ist im Modell implementiert, entsprechend der Grenze altes/neues Karstgrundwasser wird mit einem Abbau von $7,2 \text{ mg/l*Jahr}$ Sauerstoff im südlichen Teil gerechnet. Dies entspricht einem Nitratabbau von $11,2 \text{ mg/l*Jahr}$ [MONIT 2006]. Die kleinen Peaks, die es in der berechneten Ganglinie noch gibt, deuten auf eine kurzfristige Verschiebung der Anströmverhältnisse aufgrund hoher Grundwasserstände hin.

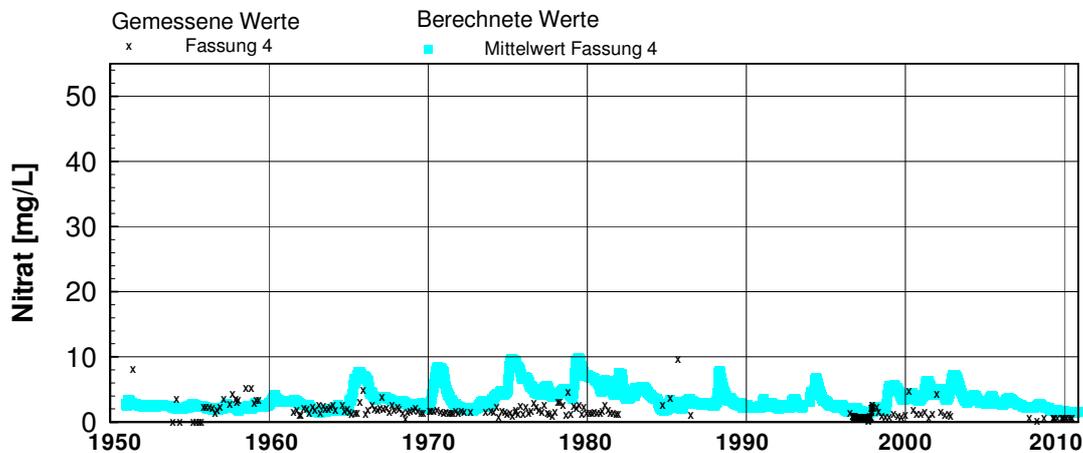


Abb. 8.14: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 4.

Die Fassung 5 am Westrand der Zone II des Wasserschutzgebiets weist schon in den 50er Jahren mit über 30 mg/l viel höhere Nitratwerte auf als die anderen Fassungen im Donauried. Im Mischwasser der Fassung 5 konnten die hohen Konzentrationen mit ermitteltem Nitrategie nicht erreicht werden. Deshalb wurde im Umkreis der Fassung 5 (siehe Abb. 8.5 und 8.6) mit dem doppelten Nitrategie in der Sickerung gerechnet. Ursache hierfür könnte eventuell der höhere Eintrag aus anmoorigen Böden im Westen des Donaurieds und der damit verbundenen erhöhten Mineralisierung sein. Die Konzentration im Sickerwasser aus dem oberstrom der Fassung verlaufenden Schammenbach wurde auf 35 mg/l Nitratkonzentration gesetzt und der Zustrom über den Rand des Kiesaquifers mit 40 mg/l Nitratkonzentration belegt. Mit diesen notwendigen Modifikationen am Nitrategie werden die gemessenen Werte sehr gut abgebildet.

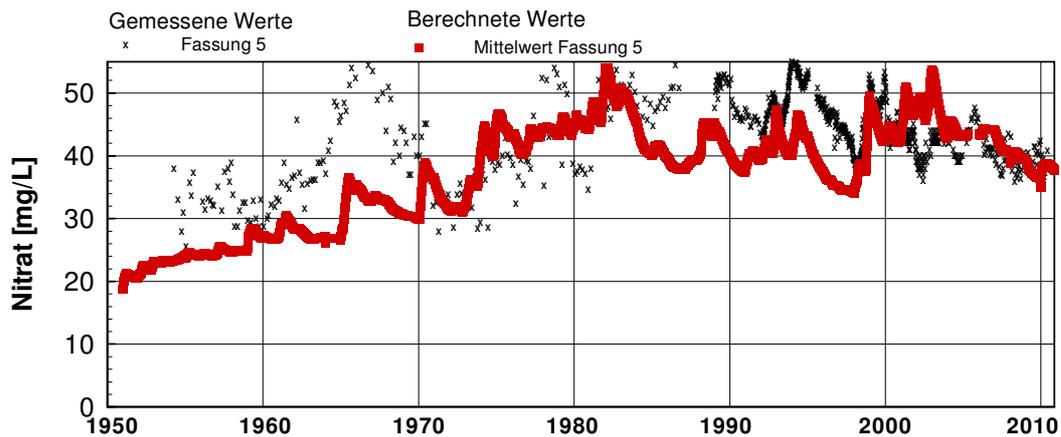


Abb. 8.15 Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 5.

An der nahe am Kiesausstrich liegenden Fassung 6 werden die gemessenen Werte durch die Berechnung sehr gut reproduziert, wie in **Abb. 8.16** zu sehen ist. Sowohl die frühen Werte als auch die aktuellen Werte werden ausgezeichnet abgebildet. Der Anstieg der Nitratkonzentration ab ca. 1973 wird ebenfalls nachvollzogen.

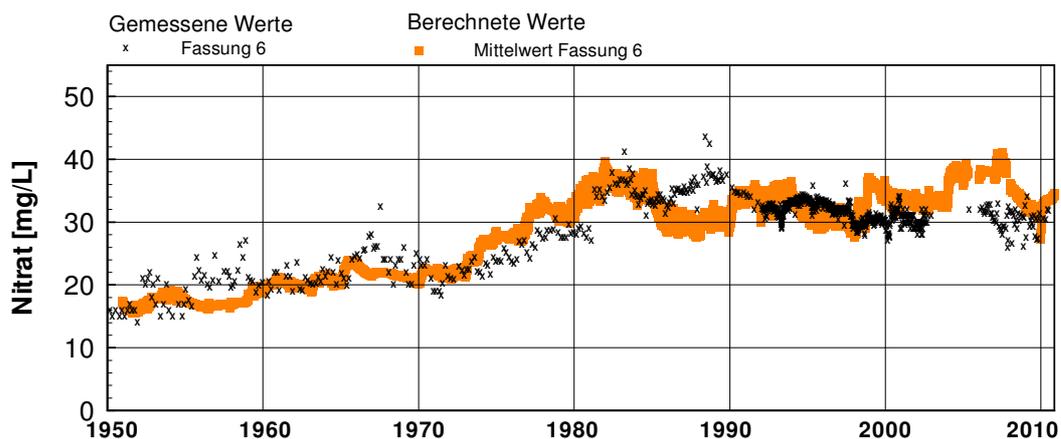


Abb. 8.16: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 6.

Da die Konzentrationen in den Fassungen einen integralen Wert über die gesamte Fassungsbreite darstellen, sind die gemessenen Nitratkonzentrationen nicht von lokalen Heterogenitäten im Eintrag oder den hydrogeologischen Verhältnissen abhängig. Anders ist dies an den Messstellen auf der Alb. Hier sind zum einen recht wenige Messwerte vorhanden. Zudem ist hier für die Nitratkonzentration auch der lokale Nitratreintrag im kleinräumigen Einzugsgebiet entscheidend. Eingetragenes Nitrat trägt nur zum Teil zu den absoluten Konzentrationen bei, da auch immer ein großer Anteil an älterem Wasser aus dem Tiefenbereich vorhanden ist wodurch die hohen Einträge verdünnt werden. Während im Kiesaquifer das Grundwasser recht schnell ausgetauscht wird, dauert es auf der Alb einige Jahre bis zu Jahrzehnten bis das Wasser vollständig aus der Grundwasserneubildung mit entsprechender Nitratbelastung stammt. Im Modell wird der Karstaquifer nur durch eine Modellschicht abgebildet, die Messungen repräsentieren aber nur den Tiefenbereich des Aquifers, in der die Messstelle verfiltert ist. Eventuell sind die gemessenen Konzentrationen eher dem höheren Grundwasserbereich zuzuordnen und widerspiegeln nicht die integrierten, mittleren Konzentrationen entsprechend dem Grundwassermodell. Dennoch kann anhand der **Abb. 8.17** und **8.18** an den Karstmessstellen von einer guten Anpassung ausgegangen werden.

In **Abb. 8.17** sind die gemessenen Konzentrationen an der Nau und am Grimmensee aufgetragen. Eine größere Anzahl Messungen gibt es erst ab Ende der 80er Jahre, zuvor gibt es nur Mitte der 70er einen einzelnen Wert an der Nauquelle. Dieser Wert liegt bei ca. 20 mg/l. 10 Jahre später liegen die Messwerte an der Nau schon bei deutlich über 30 mg/l. Am Grimmensee, einem Karstaufruch tiefer im Ried aber nördlich der Fassungen 2 und 3, liegen die gemessenen Werte etwas tiefer als an der Nauquelle. Vergleicht man diese Messungen mit den berechneten Konzentrationen an Karstmessstellen die in der Nähe liegen, so zeigt sich an der Messstelle 7101 nördlich der Nauquelle eine konstante Zunahme, die jedoch nicht ganz die gemessenen Werte an der Nauquelle erreicht. Mit den 80er Jahren erreicht Grundwasser, das ab 1950 auf der Alb mit höheren Nitratkonzentrationen gebildet wurde auch die Bereiche unter dem Ried und die Konzentrationen steigen auch am Grimmenseean.

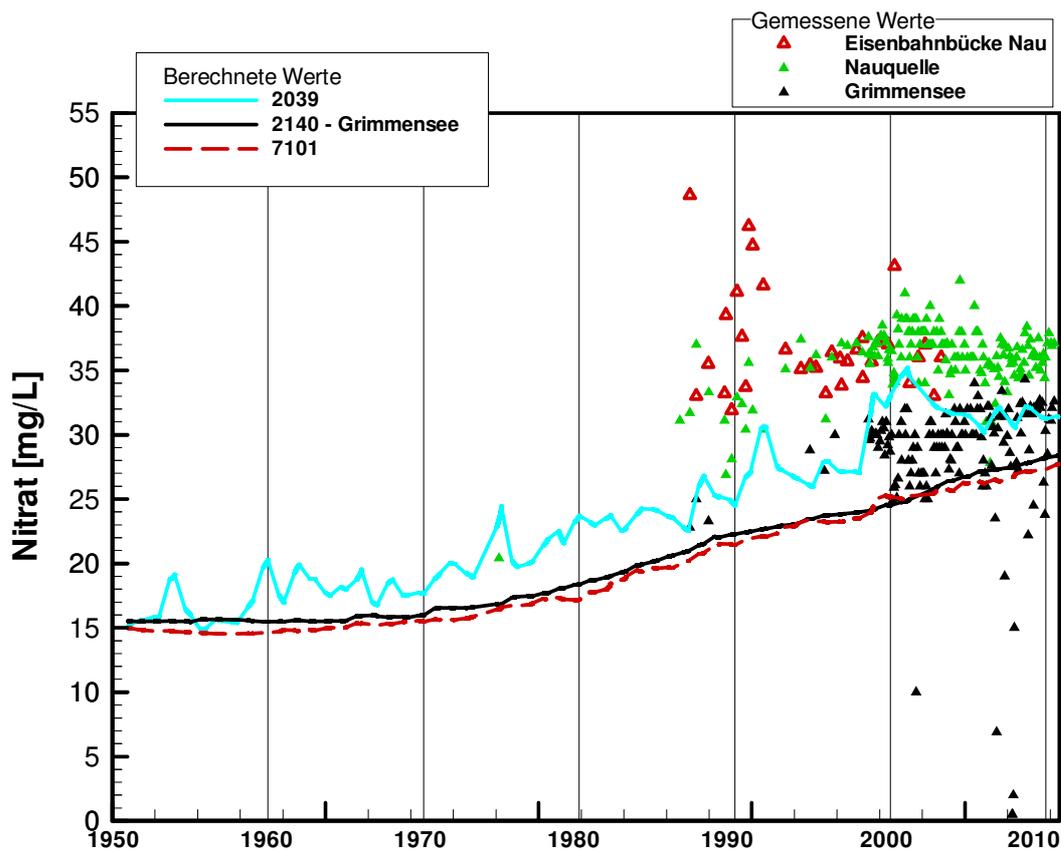


Abb. 8.17: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer zwischen Langenau und den Fassungen.

Die Konzentrationen an verschiedenen Messstellen auf der Alb sind in **Abb. 8.18** dargestellt. Hier kann der Anstieg über die Jahre vergleichsweise gut abgebildet werden. Allerdings liegen die Absolutwerte noch deutlich unter den gemessenen Werten, was an der Integration der Nitratkonzentration über die gesamte Mächtigkeit des Aquifers liegen kann. Ein weiterer Grund könnte in der Nitratreintragrandbedingung liegen, die anhand der Angaben der Landwirtschaftsberater ermittelt wurde. Der Nitratüberschuss ist die Differenz zwischen Düngemenge und Ertrag, die beide deutlich größer sind als der Nitratüberschuss, der die Nitratreintragrandbedingung für das Grundwassermodell ist. Ggf. sind die Düngemengen unterschätzt, die sich hauptsächlich an den landwirtschaftlichen Empfehlungen orientieren und nicht die tatsächlichen Düngegaben sind, da die Daten zu den tatsächlichen Düngegaben nicht vorliegen.

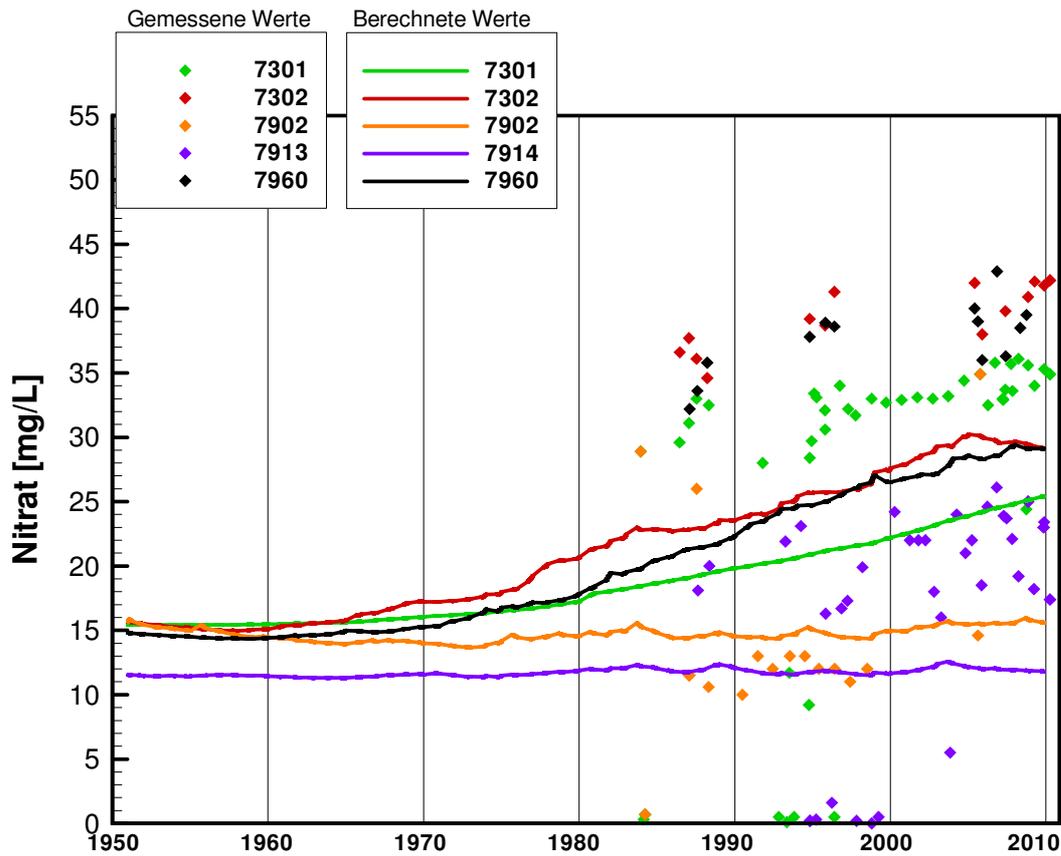


Abb. 8.18: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer im Vorfeld des Donaurieds

8.4.3 BERECHNUNG VON 2010 BIS 2020

Da die Berechnungen zur Projektion der Nitratkonzentration im Grundwasser für die nahe Zukunft erst im Jahr 2021 beginnen, muss von 2010 bis 2020 der Nitrattransport unter stationären Strömungsbedingungen und stationärem Nitratreintrag berechnet werden. Hierfür wurden die Grundwasserneubildungsraten der Jahre 2000 bis 2009 für das Strömungsmodell sowie die Nitratkonzentrationen dieser Jahre für das Transportmodell gemittelt. Dadurch ergeben sich für die Jahre 2011 bis 2020 ein konstanter Piezometerhöhenverlauf und ein gleichförmiger Nitratreintrag. Die berechneten Mischwasserkonzentrationen an allen 6 Fassungen sind in **Abb. 8.19** dargestellt. Die Nitratkonzentrationen in den Grundwasserfassungen verlaufen recht gleichförmig. Zumeist ergibt sich ein leichter Anstieg der Konzentrationen an den Fassungen. An der Fassung 6 werden im Jahr 2020 die gleichen Konzentrationen erreicht wie an der Fassung 5, obwohl hier die Einträge verdoppelt wurden. Es ist deutlich zu erkennen, dass die berechnete Ganglinie ab 2010 wesentlich gleichmäßiger verläuft als in den Jahren mit nicht gemittelten Werten. Da die Nitratkonzentration zeitversetzt gegenüber dem Eintrag die Fassungen erreicht, erreichen die Konzentrationen erst gegen Ende der Berechnungsperiode konstante Werte. Da die Entnahme abhängig vom Monat variiert wird (höhere Entnahmen in den Sommermonaten), sind insbesondere an der Fassung 2 leichte Schwankungen im Jahresrhythmus zu erkennen, da immer wieder die Piezometerhöhen und damit die Zustrombereiche durch die unterschiedlichen Entnahmeraten beeinflusst werden. Die kleinen Schwankungen in den berechneten Ganglinien sind auf trockenfallende Modellzellen zurück zu führen. Werden diese Modellzellen wieder aktiviert, ist die Startkonzentration im Aquifer kurzfristig zu gering. Auf die mittelfristigen Konzentrationswerte hat dies aber keinen Einfluss.

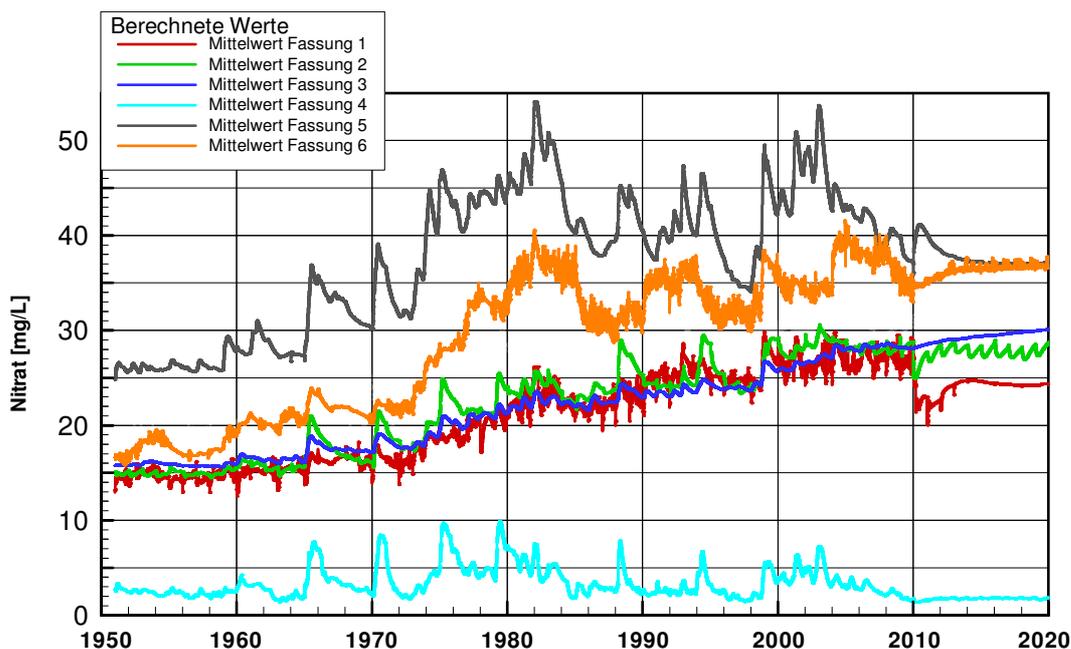


Abb. 8.19: Berechnete Mischwasserkonzentrationen an allen Fassungen von 1951 bis 2020.

Mit der für 2020 berechneten Nitratkonzentrationsverteilung sind die Startbedingungen für die Projektionsläufe ab 2020 ermittelt.

9 Projektion der Nitratkonzentration im Grundwasser ab 2021 bis 2050

9.1 PROJEKTION DER NITRATKONZENTRATION AB 2021 BIS 2051

Mit den in Kapitel 7 erstellten Nitratreintragsfunktionen für die Projektion in die nahe Zukunft wurden die mittleren Konzentrationen an den Fassungen für normale, hohe und geringe Nitratreinträge berechnet. In den **Abb. 9.1 bis 9.6** sind die berechneten, mittleren Konzentrationen an den Kiesgrundwasserfassungen von 2021 bis 2050 dargestellt. Die aus mittleren Nitratreinträgen resultierenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind durchgezogen, die aus geringen und hohen Einträgen resultierenden Konzentrationen gestrichelt dargestellt. Ausgehend von den Startkonzentrationen im Jahr 2020 verlaufen die Werte relativ gleichmäßig bis 2050. In den ersten Jahren sind die Ganglinien für geringe, normale und hohe Nitratreinträge noch parallel. Erst langsam entwickeln sich die berechneten Konzentrationen auseinander. Bis 2050 sind die Unterschiede aber im Bereich von maximal 4 mg/l. An der Fassung 1 ist im Trend bis 2050 eine geringfügige Abnahme um ca. 2 bis 3 mg/l zu erkennen.

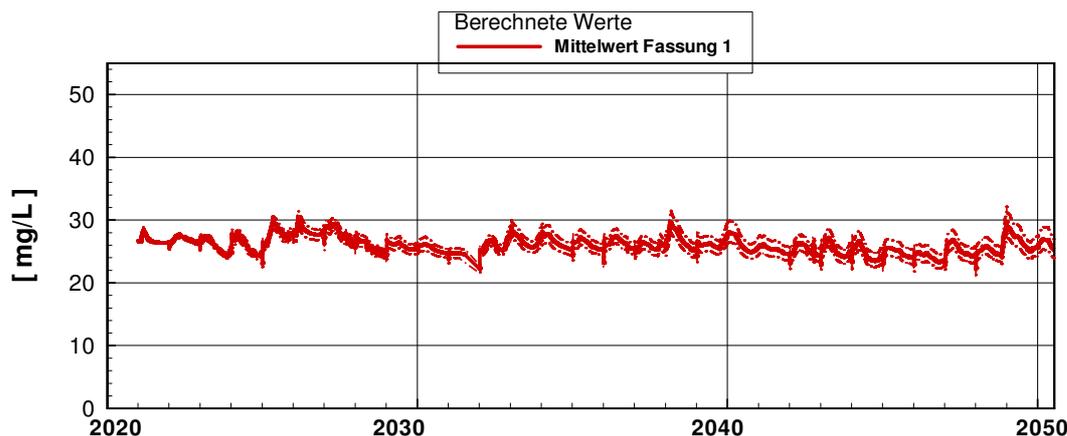


Abb. 9.1: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 1 für die nahe Zukunft bis 2050.

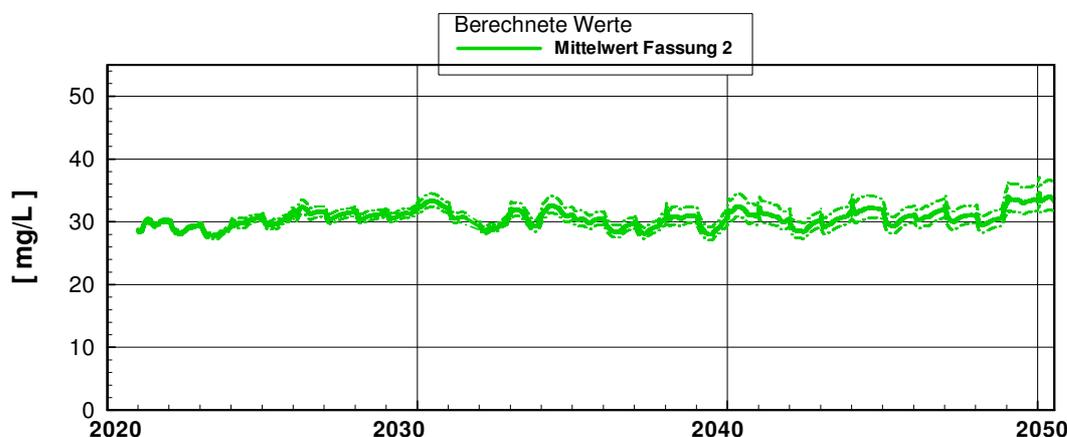


Abb. 9.2: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 2 für die für die nahe Zukunft bis 2050.

An Fassung 2 und Fassung 3 sind im Trend bis 2050 aufgrund der geringen Verminderung im Eintrag und den langen Laufzeiten zur Fassung noch keine Änderungen der Nitratkonzentrationen erkennbar.

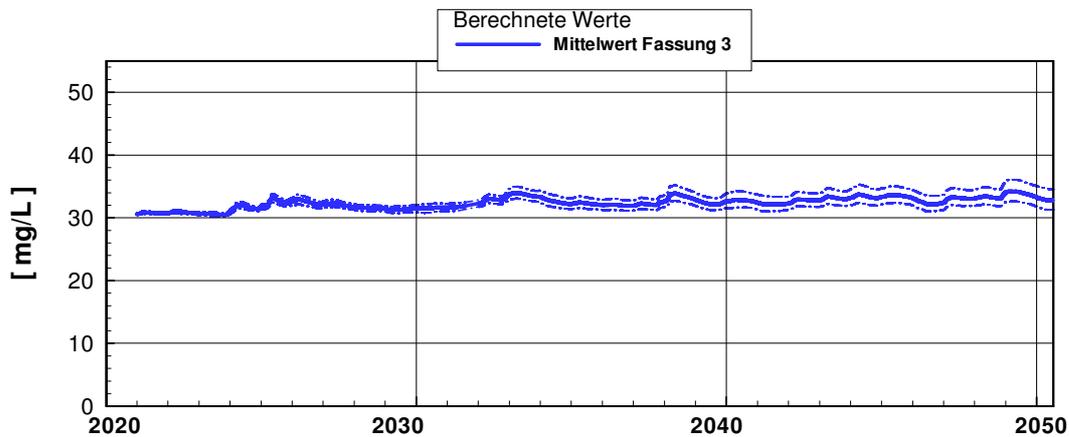


Abb. 9.3: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 3 für die nahe Zukunft bis 2050.

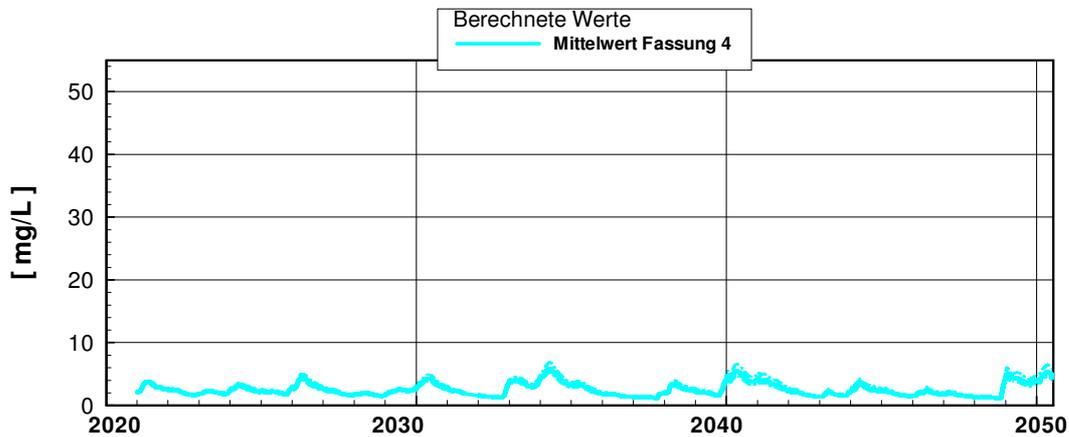


Abb. 9.4: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 4 für die nahe Zukunft bis 2050.

An der Fassung 4 sind die mittleren Nitratkonzentrationen leicht vom allgemeinen Neubildungsgeschehen beeinflusst. Hier wird Wasser aus dem Tiefen Karst gefördert, das sehr geringe Nitratwerte aufweist. Durch den Nitratabbau im Aquifer sinken die Nitratwerte noch weiter. Dies ist auch für die Zukunft zu erwarten. Ein Unterschied in den berechneten Nitratkonzentrationen zwischen geringem, normalem und hohem Nitratreintrag ist hier aufgrund der Abbauprozesse quasi nicht zu erkennen.

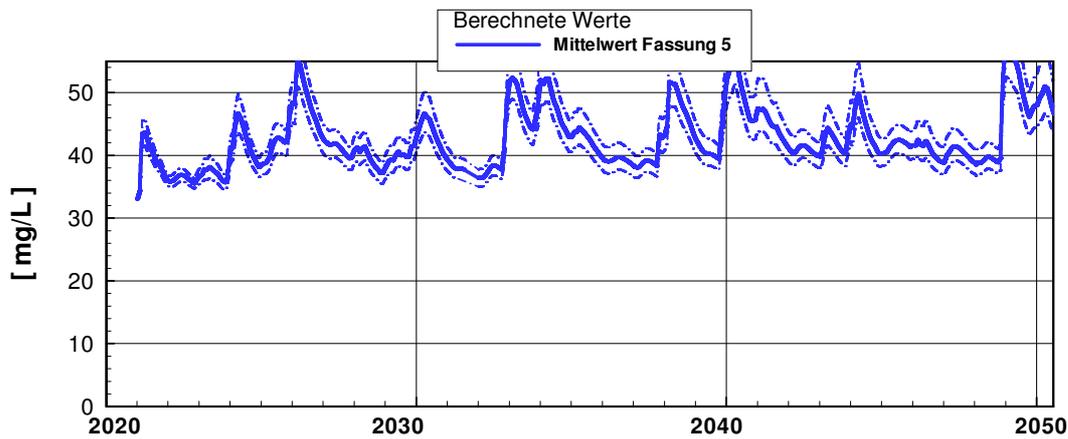


Abb. 9.5: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 5 für die nahe Zukunft bis 2050.

Ursache hierfür könnte eventuell der höhere Eintrag aus anmoorigen Böden im Westen des Donaurieds und der damit verbundenen erhöhten Mineralisierung sein. Im Nahbereich der Fassung 5 wurde auch für die Projektion in die nahe Zukunft mit dem doppelten Nitratreintrag gerechnet, um dem eventuell höheren Eintrag aus anmoorigen Böden im Westen des Donaurieds und der damit verbundenen erhöhten Mineralisierung Rechnung zu tragen. Die berechneten Nitratkonzentrationen sind infolge dessen weiterhin sehr hoch.

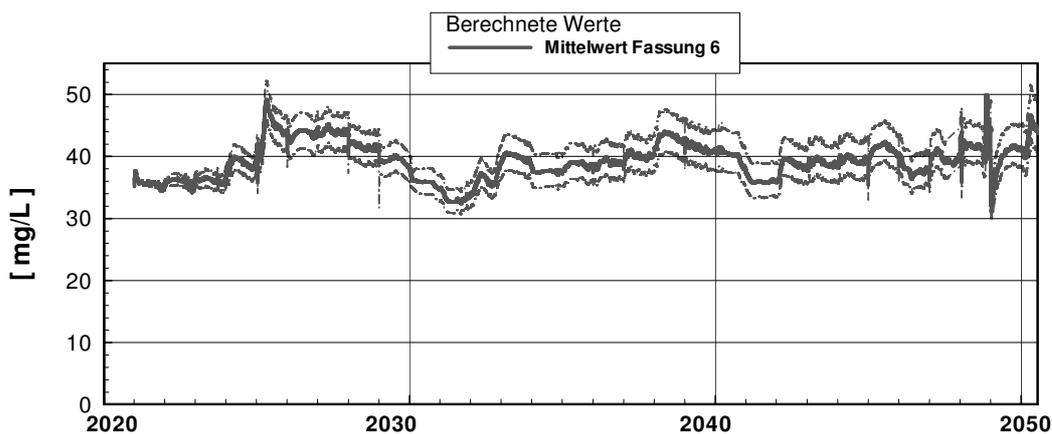


Abb. 9.6: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 6 für die nahe Zukunft bis 2050.

An der Fassung 6 sind die größten Schwankungen in der Nitratkonzentration zu erkennen, da hier die Zustromanteile aus Kies- oder Karstaquifer in Abhängigkeit der Piezometerhöhen schwanken. Die mehrjährigen Schwankungen liegen in einer Größenordnung von 15 mg/L.

Aus den berechneten Nitratganglinien für die Projektion in die nahe Zukunft von 2021 bis 2050 geht hervor, dass sich aufgrund der klimatischen Verhältnisse keine signifikanten Änderungen der Nitratkonzentrationen ergeben werden. Wie die Analyse des Nitratreintrags zeigt, haben die klimatisch veränderten Verhältnisse bereits zwischen 2000 und 2010 zu einer Erhöhung der Nitratkonzentration im Sickerwasser geführt. Bei den für die nahe Zukunft projizierten moderaten klimatischen Änderungen ist dadurch mit keiner signifikanten Änderung der Nitratkonzentration zu rechnen, sofern die zukünftige Bewirtschaftung entsprechend der bisherigen Praxis bleibt.

9.2 PROJEKTION DER NITRATKONZENTRATION MIT MINIMALEM EINTRAG

Wie die durchgeführten Modellberechnungen zeigen, lässt sich der Nitratgehalt im Grundwasser nur durch einen veränderten Eintrag reduzieren. Allein aufgrund klimatischer Änderungen ist mit keiner signifikanten Veränderung der Nitratkonzentrationen bis zum Jahr 2050 zu rechnen. Aus diesem Grund wurden in einem weiteren Modellauf alle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf konstant 15 mg/l begrenzt, konsistent zu den vorigen Berechnungen wurde der Nahbereich um die Fassung 5 entsprechend mit 30 mg/l beaufschlagt. Dadurch kann abgeschätzt werden, wie sich die Konzentrationen an den Fassungen entwickeln würde, wenn durch Veränderungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung nur noch sehr wenig Nitrat eingetragen würde.

In den **Abb. 9.7** bis **9.12** sind die zeitlichen Entwicklungen der Nitratkonzentrationen der Projektion an den verschiedenen Fassungen für normalen Nitratreintrag im Vergleich mit unterstellten Einträgen von maximal 15 mg/l dargestellt. Ausgehend von denselben Startbedingungen ist eine gleichmäßig fallende Entwicklung für die Simulation mit Minimaleintrag zu beobachten, während unter normalem Nitratreintrag im Trend bis 2050 eine geringfügige Abnahme zu verzeichnen ist. Nach 10 Jahren unter Minimaleintrag haben sich die berechneten Nitratkonzentrationen um ca. 8 mg/l verringert.

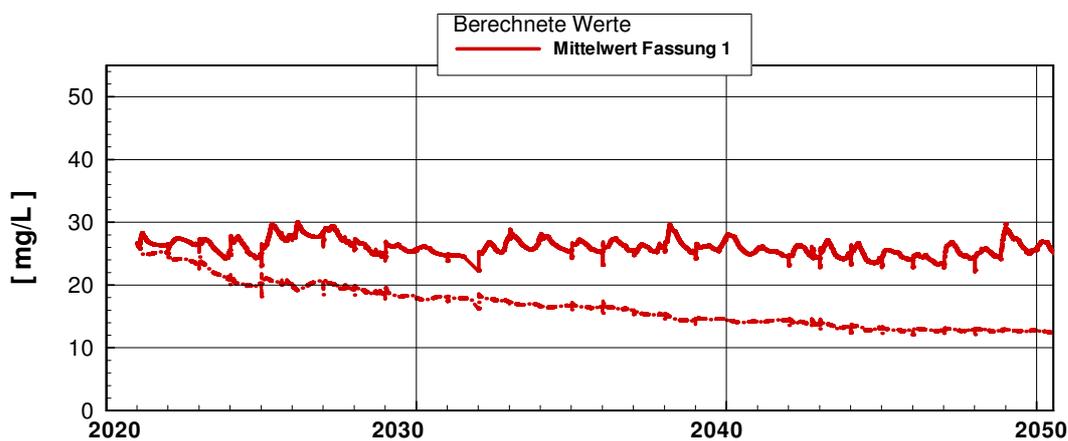


Abb. 9.7: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 1 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

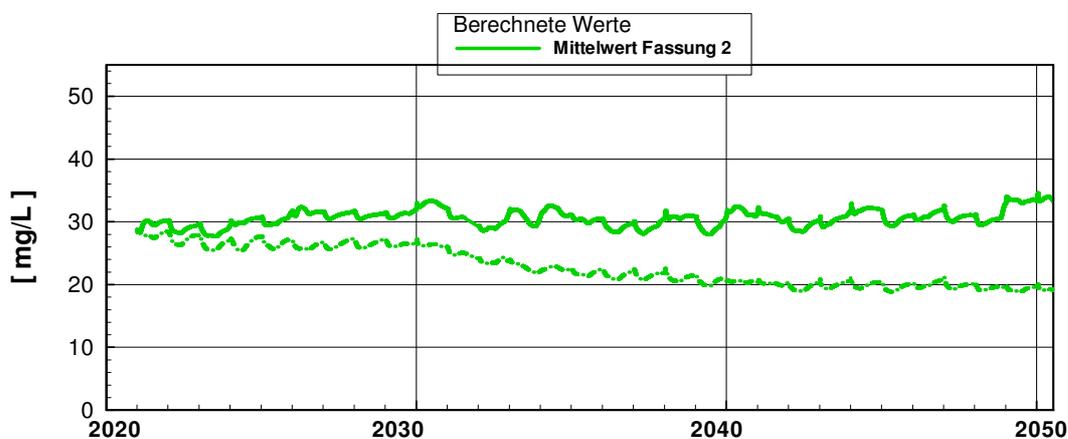


Abb. 9.8 Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 2 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

An der Fassung 2 sind sinken die Nitratkonzentrationen bis 2050 auf knapp 20 mg/L.

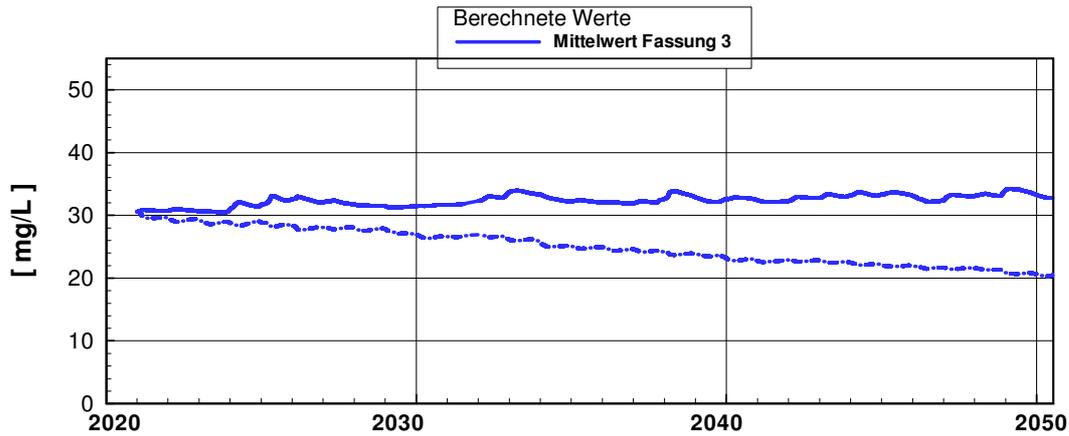


Abb. 9.9: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 3 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

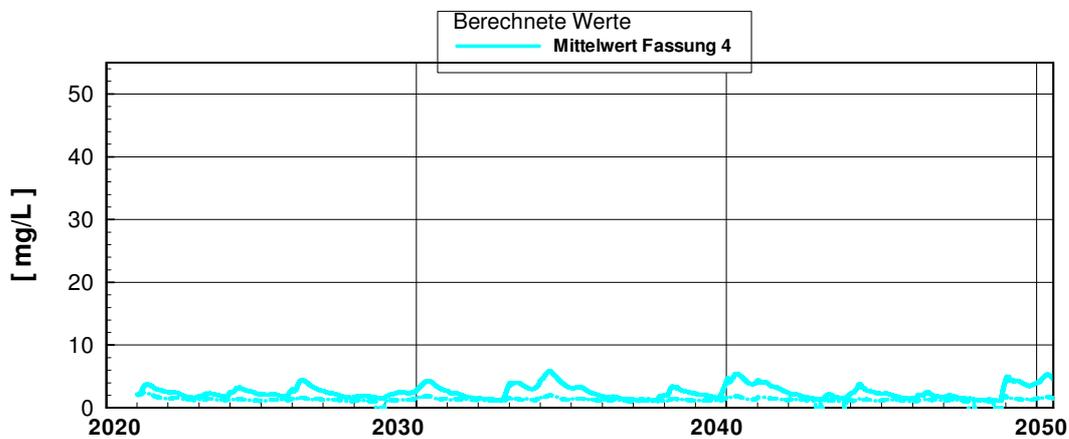


Abb. 9.10: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 4 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

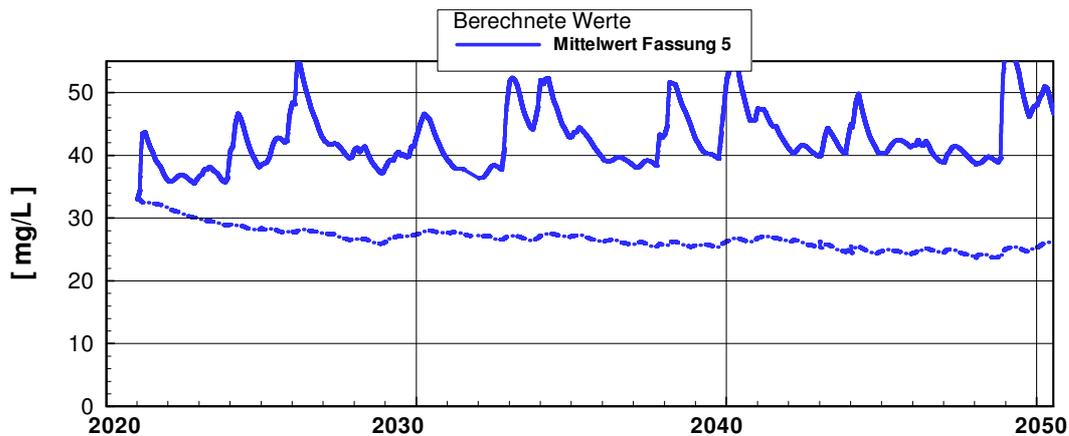


Abb. 9.11: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 5 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

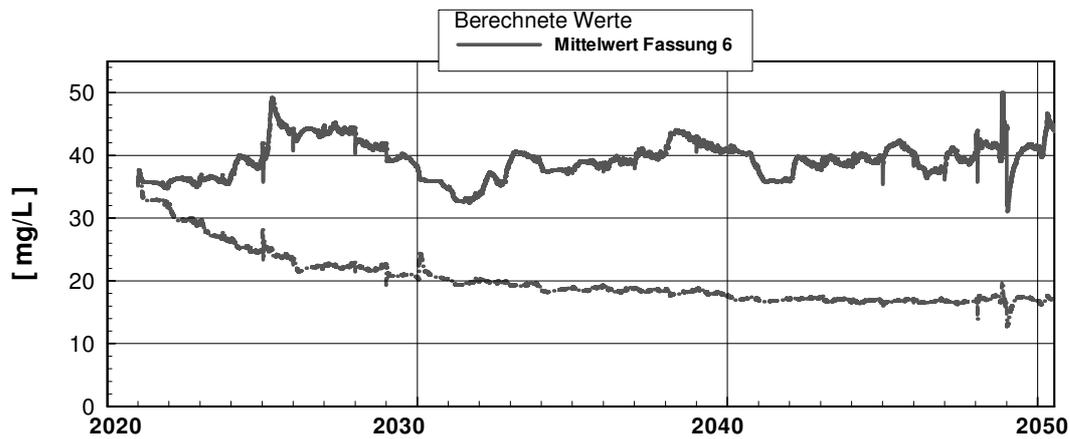


Abb. 9.12: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 6 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.

Wie in den **Abb. 9.7** bis **9.12** zu erkennen ist, führt eine Begrenzung der maximalen Eintragskonzentrationen auf 15 mg/l nicht zu einer sofortigen Abnahme der Nitratwerte an den Fassungen im Donauried. Aufgrund der Verdünnung und der mittleren Verweilzeit von einigen Jahrzehnten zeigt sich über die ersten 10 Jahre ein deutlicher, über die nächsten zwei Jahrzehnte ein langsamer Rückgang der Nitratkonzentrationen. Oberflächennah kann dabei ein rascherer Rückgang der Konzentrationen erfolgen.

10 Auswirkungen auf Land-Ökosysteme

10.1 ALLGEMEINES

Der Torf ist in weiten Bereichen des Projektgebiets der oberste Bodenhorizont. Um die Reaktionen von Torf- und Kiesgrundwasserspiegel richtig interpretieren zu können, ist eine detaillierte Betrachtung der Interaktion dieser beiden Kompartimente untereinander notwendig. Der Torfkörper ist vom Kiesaquifer durch eine überwiegend schluffige bzw. tonige, 0,1 bis 4m mächtige Schicht getrennt. In kleineren Fensterbereichen liegt der Torf direkt auf dem Kies auf. Diese Fenster liegen im Wesentlichen im Umkreis von 1,5 km um die Fassung 2 sowie südlich der Landesgrenze. In diesen Bereichen wird der Torfgrundwasserspiegel direkt vom Kiesgrundwasserspiegel beeinflusst. Aber auch in den meisten anderen Bereichen korrelieren Torf und Kies relativ gut miteinander. Im Untersuchungsgebiet gibt es 28 Doppelmessstellen, an denen jeweils eine Torf- und eine Kiesgrundwassermessstelle existieren. Es konnten zu NW-, MW- und HW-Situationen eindeutige Bereiche definiert werden, in denen der Torfgrundwasserspiegel stets über oder unter dem Kiesgrundwasserspiegel liegt. An etwa 12 Messstellen verläuft der Torfgrundwasserspiegel identisch zum Kiesgrundwasserspiegel. Die Schwankungen des Torfgrundwassers betragen oft weniger als 1 m. Liegen die Messstellen nahe einem Graben, können die Schwankungen bis 1,7 m betragen. [...] Der k_f -Wert des Kiesaquifers liegt zwischen 3 und 8×10^{-3} m/s. Der k_f -Wert des Torfes ist um mehrere Zehnerpotenzen geringer. Eine horizontale Strömung findet deshalb im Torf kaum statt. Heute wird der Torf im Wesentlichen aus Niederschlägen und in geringerem Maße vom unterliegenden Kiesaquifer gespeist. Vom Zeitalter des Präboreals (etwa 9.000 v.Chr.) bis ins späte Atlantikum (etwa 4.000 v.Chr.) führten oberflächennahe Grundwasserstände zur Torfbildung [ZWECKVERBAND LANDESWASSERVERSORGUNG, 1997].

Zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung des Naturraumes Donauried ist die Prognose der zu erwartenden Flurabstände ein wesentlicher Faktor. Im Folgenden werden die Erkenntnisse, die aus der Projektion der Klimaänderung in der nahen Zukunft gewonnen werden konnten, vorgestellt.

10.2 TORFSCHWUND

Ein nicht zu vernachlässigender Faktor für die Landbewirtschaftung auf Niedermoor ist die Geländesetzung infolge Torfmineralisation und Winderosion. Im Rahmen der UVP an der Fassung 4 [LW-Bericht 1997-1, Seite 58] wurde ein Differenzenplan der Geländehöhen zwischen 1906 und 1994 erarbeitet, aus dem Beträge bis 3 m in mehreren Bereichen zwischen den Fassungen 2 und 4 und der Landesgrenze hervor gehen. Die hohen Werte sind hauptsächlich auf den o. g. Torfabbau zurückzuführen, der in den 50er Jahren zum Stillstand kam. Ein Vergleich von 1951 bis 1990 [GLA, 1991] ergab eine mittlere Sackungsrate von 7,2 mm/a [VDLUFA, 1991], d. h. 29 cm in diesen 40 Jahren. [Briemle, 1987] nennt für Ackernutzung einen Wert von 17 mm/Jahr. Im Donaumoos bei Neuburg/Donau wurde ein langjähriger Mittelwert von 1,3 cm/Jahr ermittelt.

Mit der Annahme, dass der Torfchwund unter Grünland etwa 7 mm/a und unter Acker etwa 20 mm/a beträgt, wurde eine neue fiktive Geländeoberkante in 30 Jahren ermittelt. Dabei wurde im Digitalen Geländemodell für reine Ackernutzung ein Wert von $30 \times 2 = 60$ cm vom aktuellen Flurabstand bei Mittelwasserverhältnissen abgezogen. Es wurden dann fiktive Flurabstandskarten unter Torf für das Jahr 2040 erzeugt, in denen die Auswirkung des Torfchwunds deutlich wird.

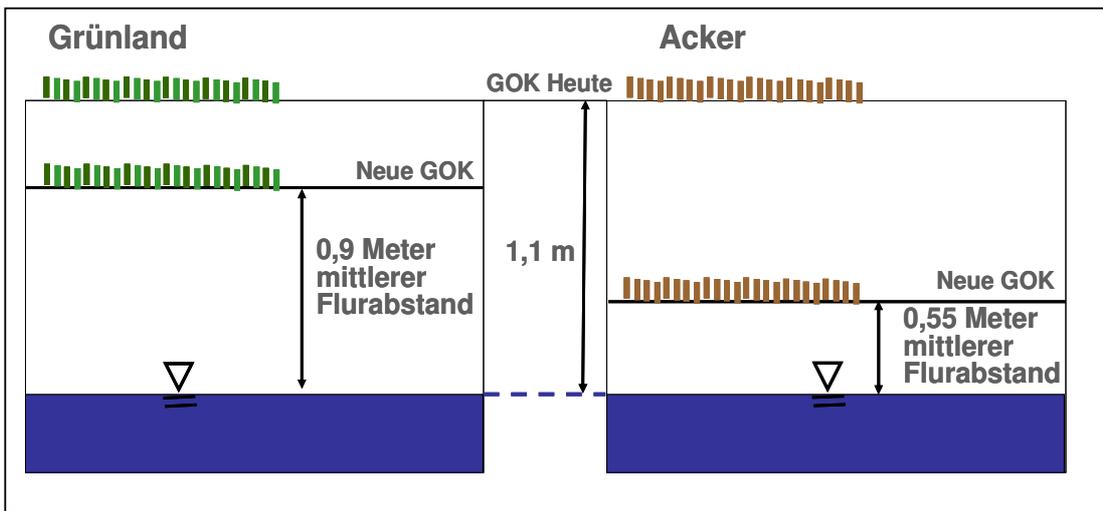


Abb.10.1: Auswirkungen des Torfschwunds unter Grünland- und Ackerstandortenaufden Flurabstand des Grundwassers für einen Zeitraum von 30 Jahren.

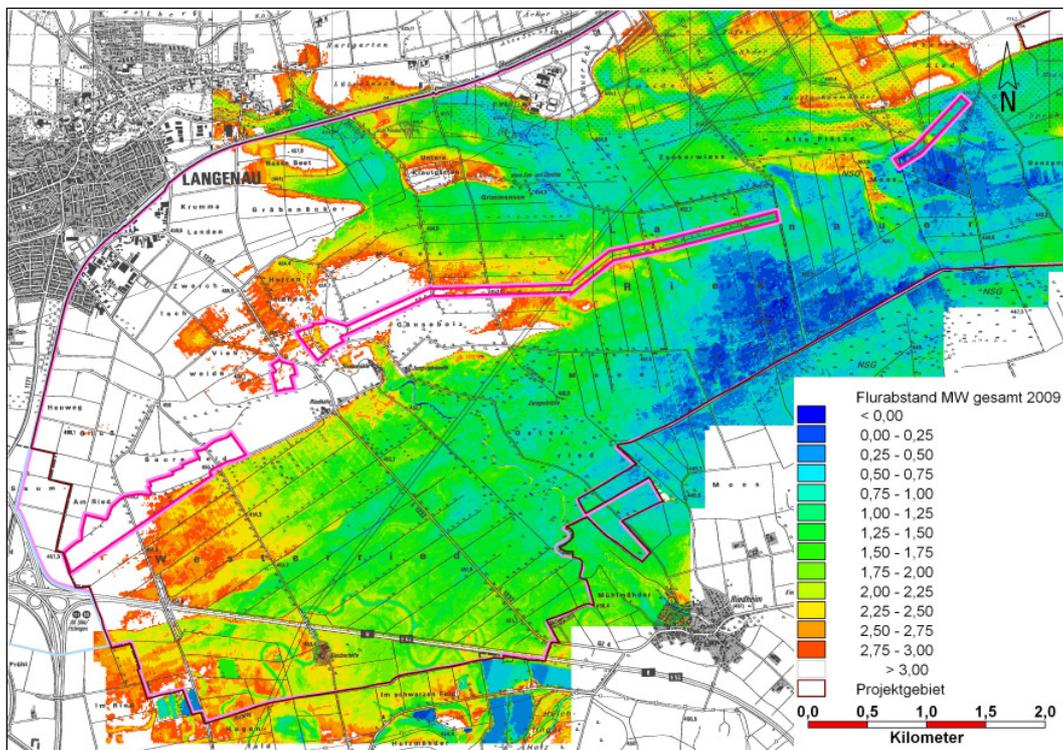


Abb.10.2: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2009.

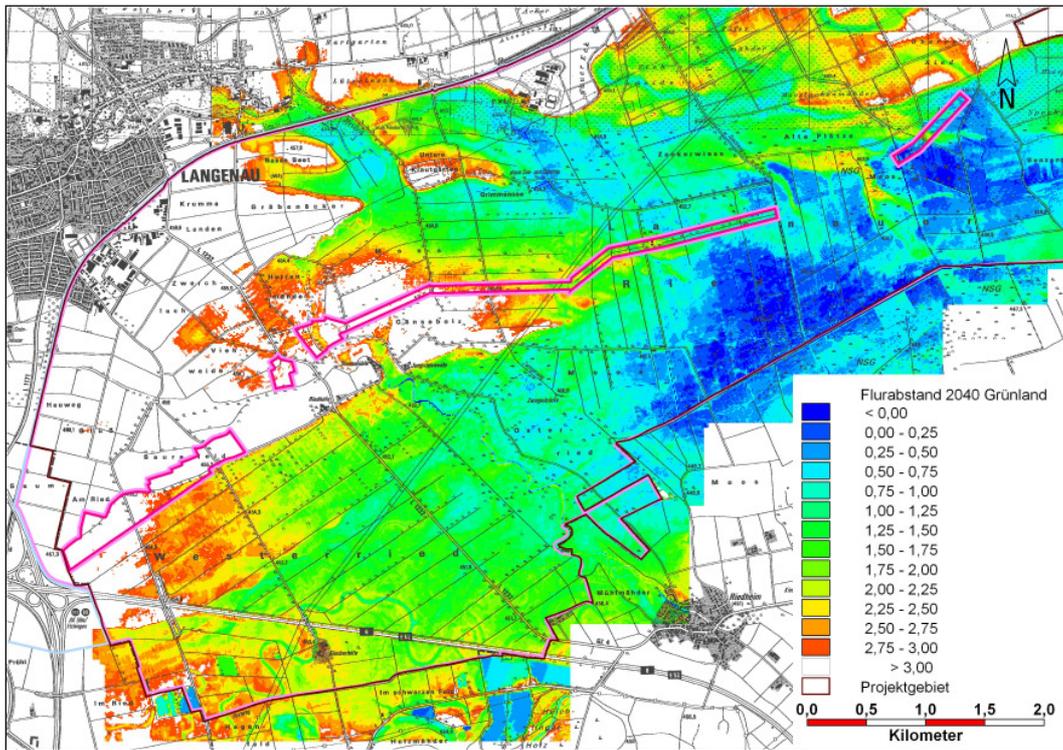


Abb.10.3: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2040 bei reiner Grünlandbewirtschaftung und einer angenommenen Torfschwundrate von 0,7 cm/Jahr.

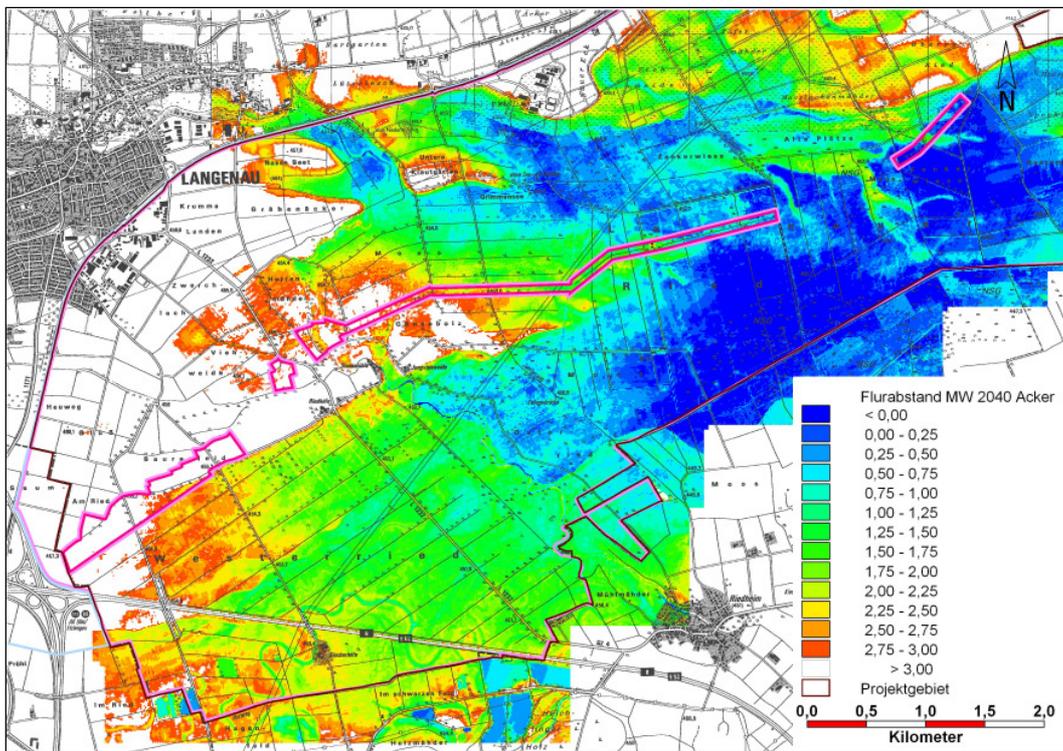


Abb.10.4: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2040 bei reiner Ackerbewirtschaftung und einer angenommenen Torfschwundrate von 2 cm/Jahr.

Der Anteil der Flurabstände auf den Niedermoorstandorten im Donauried, der unter 0,4 m liegt, würde sich in 30 Jahren bei einer Mineralisierungsrate von 2 cm/Jahr bei einer reinen Nutzung als Ackerland auf über 50 % erhöhen. Bei einer reinen Grünlandnutzung des Donaurieds mit einer Torfschwundrate von 0,7 cm/Jahr ergibt sich ein Anteil von lediglich ca. 16 %.

Es ist zu beachten, dass der Torfschwund durch aerobe Mineralisation bei ausreichenden Flurabständen hoch ist und sich mit den Jahrzehnten immer weiter verlangsamt und schließlich zum Stillstand kommt, wenn der Flurabstand gegen null geht.

Dem entgegen wirkt die Klimaveränderung. Geht man von der in der Projektion, „Normal“ angenommenen geringeren Neubildung aus, so sinken die mittleren Piezometerhöhen in Kies- und Torfaquifer gegenüber dem Zeitraum 2000 bis 2010 im Mittel um ca. 30 cm bis zum Jahr 2050. Vergleicht man dagegen die Projektionen Trocken und Feucht mit den Mittelwerten der Jahre 2000 bis 2010, so liegt der berechnete Mittelwert bei feuchten Verhältnissen etwa auf Höhe der aktuellen Mittelwerte und die Piezometerhöhen für trockene Verhältnisse bei ca. 50 cm tieferen Grundwasserständen (Abb. 10.5). Dies ist schon für normale Verhältnisse ein größerer Rückgang der Piezometerhöhen, als die Geländesackung durch den Torfschwund. Somit führt diese Entwicklung zu weiter steigenden Flurabständen, d.h., der Torfschwund wird- sofern keine Gegenmaßnahmen eingeleitet werden- eher noch rascher voranschreiten als bisher. Allerdings wird es durch die inhomogene Struktur im Torf, die unregelmäßige Verteilung der Trennschichten und die Entwässerung über das Grabensystem zu unterschiedlichen Flurabständen kommen, die bis ins Jahr 2050 nur schwer abzuschätzen sind.

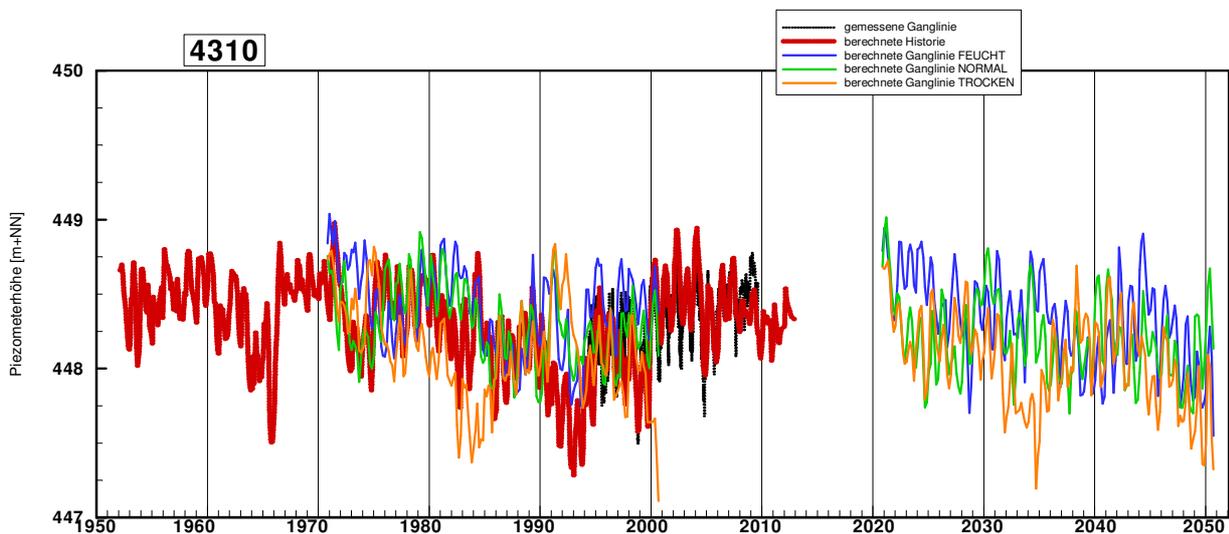


Abb. 10.5: Berechnete Piezometerhöhen an der GWM 4310 im Torfaquifer.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1: Lage des Grundwassermodellgebietes und großräumige Potenziellinienverteilung nach Villinger (1977).	14
Abb. 3.2: Geologischer Schnitt durch das Projektgebiet.	15
Abb. 4.1: Modellsystem zur Berechnung des Bodenwasserhaushalts.	18
Abb. 4.2: Lage des KLIMOPASS Projektgebiets im Kontext des großräumigen Modellgebiets Oberjura.	19
Abb. 4.3: Teilgebiete des KLIMOPASS Projektgebietes.	20
Abb. 4.4: Mittlere Sickerwasserbildung der Periode 1971-2000 aufgelöst in Vektorgeometrien (links) oder Rasterdaten (rechts).	21
Abb. 4.5: Modellnetz im Karstaquifer.	22
Abb. 4.6: Modellnetz im Kiesaquifer.	23
Abb. 4.7: Berechnete und gemessene Piezometerhöhenganglinie an GWM 1007 (129/814-0) mit Verfilterung im Kiesaquifer.	24
Abb. 4.8: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Berechnung der Nitrateintragsfunktion.	25
Abb. 5.1: Niederschlagsstationen und Beginn der Zeitreihen.	27
Abb. 5.2: Mittlerer Jahresniederschlag (1951-2010).	29
Abb. 5.3: Mittlere aktuelle Verdunstung (1951-2010).	29
Abb. 5.4: Mittlere Sickerwasserbildung (1951-2010).	30
Abb. 5.5: Schematische Darstellung der Modellketten für regionale Klimaszenarien.	31
Abb. 5.6: Vorgehensweise bei der Erstellung von Grundwasserneubildungsszenarien auf Grundlage von WETTREG-2006 Klimaszenarien.	33
Abb. 5.7: Kriterien für die Szenarienauswahl Grundwasserneubildung.	35
Abb. 5.8: Bias der WETTREG-2006 Szenarien gegenüber Simulation auf Basis der original Stationsdaten.	44
Abb. 5.9: Sickerwasserbildung der Szenarien "mittel", „Trocken“ und „Feucht“ und Mittel aus allen WETTREG-2006 Realisationen.	47
Abb. 5.10: Mittlere innerjährliche Variabilität der Lufttemperatur für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.	48
Abb. 5.11: Mittlere innerjährliche Variabilität des Niederschlags für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.	49
Abb. 5.12: Mittlere innerjährliche Variabilität der Verdunstung für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im Projektgebiet.	50
Abb. 5.13: Mittlere innerjährliche Variabilität der Sickerwasserbildung für den Ist-Zustand und die nahe Zukunft im nördlichen Teil des Projektgebiets.	50
Abb. 5.14: Neubildung als Randbedingung im Grundwassermodell, Werte in mm/Monat.	51
Abb. 5.15: Summenkurven der verschiedenen Grundwasserneubildungsszenarien vor Bias-Korrektur.	53
Abb. 5.16: Summenkurven der verschiedenen Grundwasserneubildungsszenarien mit Bias-Korrektur.	54
Abb. 6.1: Gemessene und berechnete Piezometerhöhen an der GWM 1002 (102/814-8) im Zeitraum 1971-2000 für unterschiedliche Szenarien.	55
Abb. 6.2: Berechnete Piezometerhöhen an GWM 1002 im Zeitraum 2021-2050 für die Szenarien „Normal“, „Feucht“ und „Trocken“ der Grundwasserneubildung.	56
Abb. 6.3: Gemessene und berechnete Piezometerhöhen an der GWM 6301 von 1951 bis 2050.	57
Abb. 6.4: Flächige Darstellung der Anteile an Karstwasser, das älter als 20 Jahre sind (Mittlere Verweilzeit von 20 Jahren bei C=50%, schwarze Linie).	58
Abb. 6.5: Flächige Darstellung der Anteile an Kieswasser, das älter als 20 Jahre ist (Mittlere Verweilzeit von 20 Jahren bei C=50%, schwarze Linie).	59

Abb. 7.1: Einsatz von Methoden zur Bestimmung der Stickstoffauswaschung.	64
Abb. 7.2a Beispiel für eine Konfiguration mit dem Modellbaukasten Expert-N.	72
Abb. 7.2b Beispiel für eine Simulation von Pflanzenwachstum und Stickstoffaufnahme mit dem Modellbaukasten Expert-N.	73
Abb. 7.3: Einteilung des Projektgebiets in Standorte mit ähnlichen Böden. Schwarze Linien: Verbreitung des Torf- bzw. Kiesgrundwasserleiters und Verlauf der Donau.	77
Abb. 7.4: Landnutzung im KLIMOPASS Projektgebiet. Schwarze Linien: Verbreitung des Torf- bzw. Kiesgrundwasserleiters und Verlauf der Donau.	81
Abb. 7.5: Randbedingung aus Kombination von vorgegebenem Stickstoffeintrag (orange) und relativer Dynamik der Einzeljahre aus Expert-N (violett); schematische Darstellung.	84
Abb. 7.6: Mittlere Nitratgehalte an den Fassungen der Landeswasserversorgung (F1 bis F6) im Donauried sowie Burgberg. Nitratkonzentration in Klammern.	88
Abb. 7.7: Mittlere Nitratgehalte an den Grundwassermessstellen(hinterlegt sind die Bodenformen nach Abb. 7.3).	89
Abb. 7.8: Erweiterung der Nitratrandbedingung durch zur Erklärung der im Grundwasser beobachteten Nitratkonzentrationen benötigte Zuschläge zur Stickstoffauswaschung unter landwirtschaftlichen Kulturflächen.	89
Abb. 7.9a: Stickstoffeintrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets, 1951-2010.	97
Abb. 7.9b: Sickerwassermenge und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets, 1951-2010.	98
Abb. 7.10: Mittelwerte für Sickerwassermenge, Nitratreintrag und Nitratkonzentration in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets, 1981-2010.	99
Abb. 7.11: Jahresgang von Sickerwasserbildung, Stickstoffauswaschung und Nitratkonzentration im Sickerwasser im Ist-Zustand 1971-2000 und in der nahen Zukunft 2021-2050 am Beispiel des Typstandorts "Sommergerste auf Tschernosem".	103
Abb. 7.12: Szenarien für Nitratreintrag, Sickerwassermenge und Nitratkonzentration im Sickerwasser für den nördlich der Donau gelegenen Teil des KLIMOPASS Projektgebiets.	113
Abb. 8.1: Nitratkonzentration an Vorfeldmessstellen im Juni 2008(Blaue Linie: Zone III, Rosa Linie: Zone II).	117
Abb. 8.2: Gemessene Nitratkonzentrationen an den Fassungen 1 und 2 im Donauried.	119
Abb. 8.3: Gemessene Nitratkonzentrationen an den Fassungen 3,4,5 und 6 im Donauried.	119
Abb. 8.4: Darstellung des Modellrasters und der Nitratflächen im Bereich der Fassung 1 (farbliche Unterscheidung kennzeichnet lediglich unterschiedliche Eintragsbereiche).....	120
Abb. 8.5: Nitratreintragskonzentration für das Jahr 1955.	121
Abb. 8.6: Nitratreintragskonzentration für das Jahr 1987.	122
Abb. 8.7 Darstellung der mittleren Konzentrationen im Sickerwasser gemittelt über das Modellgebiet.	123
Abb. 8.8: Berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer 1951.	124
Abb. 8.9: Berechnete Nitratkonzentration im Kiesaquifer im Jahr 1951.	125
Abb. 8.10: Berechnete Nitratkonzentration im Torfaquifer 1951.	125
Abb. 8.11: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 1.	126
Abb. 8.12 Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 2.	127
Abb. 8.13 Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 3.	128
Abb. 8.14: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 4.	128
Abb. 8.16: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Mischwasser der Fassung 6.	129
Abb. 8.17: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer zwischen Langenau und den Fassungen.	130
Abb. 8.18: Gemessene und berechnete Nitratkonzentration im Karstaquifer im Vorfeld des Donaurieds	131
Abb. 8.19: Berechnete Mischwasserkonzentrationen an allen Fassungen von 1951 bis 2020.	132

Abb. 9.1: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 1 für die nahe Zukunft bis 2050.	133
Abb. 9.2: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 2 für die für die nahe Zukunft bis 2050.....	133
Abb. 9.3: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 3 für die nahe Zukunft bis 2050.	134
Abb. 9.4: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 4 für die nahe Zukunft bis 2050.	134
Abb. 9.5: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 5 für die nahe Zukunft bis 2050.	135
Abb. 9.6: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 6 für die nahe Zukunft bis 2050.	135
Abb. 9.7: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 1 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	136
Abb. 9.8 Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 2 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	136
Abb. 9.9: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 3 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	137
Abb. 9.10: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 4 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	137
Abb. 9.11: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 5 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	137
Abb. 9.12: Projektion der Nitratkonzentration an der Fassung 6 für die nahe Zukunft bis 2050 unter normalem und minimalem Nitratreintrag.	138
Abb.10.1: Auswirkungen des Torfschwunds unter Grünland- und Ackerstandortenaufden Flurabstand des Grundwassers für einen Zeitraum von 30 Jahren.	140
Abb.10.2: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2009.....	140
Abb.10.3: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2040 bei reiner Grünlandbewirtschaftung und einer angenommenen Torfschwundrate von 0,7 cm/Jahr.	141
Abb.10.4: Flurabstände bei mittleren Grundwasserverhältnissen im Jahr 2040 bei reiner Ackerbewirtschaftung und einer angenommenen Torfschwundrate von 2 cm/Jahr.....	141
Abb. 10.5: Berechnete Piezometerhöhen an der GWM 4310 im Torfaquifer.	142

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1: Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts (1951-2010).....	28
Tab. 5.2: Niederschlag und Sickerwasserbildung auf Basis von WETTREG-2006 und original Stationsdaten.....	37
DWD Stationsdaten.....	37
Tab. 5.3: Windgeschwindigkeit an den Stationen im Projektgebiet.....	39
Tab. 5.4.: Lage der ausgewählten Szenarien "mittel" im Gesamtkollektiv aller WETTREG-2006 Realisationen.	41
Tab. 5.5: Bias der aus WETTREG-2006 berechneten Sickerwasserbildung gegenüber dem Ergebnis aus original Stationsdaten.	43
Tab. 5.6: Ausgewählte Klimaszenarien für die nahe Zukunft 2021-2050.....	45
Tab. 5.7: Vergleichende Zusammenstellung der Grundwasserneubildungsszenarien für die Rechenläufe mit dem Grundwassermodell. Die Spalte „GW-Neubildungsniveau“ gibt den Unterschied zur WETTREG Re-Simulation „Normal“ an.	52
Tab. 7.1: Berechnungsgrundlagen und N-Salden ausgewählter Kulturen im Teilgebiet "untere Albfläche" (LTZ = Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried", LRA = für KLIMOPASS erhobene Angaben der Landwirtschaftsberater).....	65
Tab. 7.2: Ausgewählte statistische Kennwerte einer Nitratrandbedingung auf Basis von N-Salden. Mittelwerte für die Jahre 1981-1990 und 2001-2010 für den nördlich der Donau gelegenen Teil des Projektgebietes; exemplarische Zusammenstellung für landwirtschaftlich genutzte Flächen im Bereich des Karstaquifers (= Albfläche); "komplexe Parzellen" können Grünland und Ackerkulturen umfassen, wobei der Grünlandanteil im Projektgebiet überwiegt; im Bereich des Torfaquifers ausgewaschenes Nitrat kann einem anschließenden Nitratabbau unterliegen.	66
Tab. 7.3: Kultursalden der wichtigsten Kulturen und Standorte im KLIMOPASS Projektgebiet auf Grundlage der von den Landwirtschaftsberatern erfragten Bewirtschaftung.....	67
Tab. 7.4: Nmin-Herbstwerte [kg/ha] der vergangenen 20 Jahre im Wasserschutzgebiet Donauried-Hürbe (Messungen der Landeswasserversorgung) und landesweite Mittelwerte nach Finck & Übelöhr (2010).	69
Tab. 7.5: Beispiele für typische Umsatzraten des Humusvorrats in Ackerböden.	70
Tab. 7.6: Mit Expert-N simulierte Kulturarten und dabei verwendete Pflanzenmodelle. Flächenanteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche; Grünland einschließlich Anbau von Futtergräsern auf Ackerflächen.	74
Tab. 7.7: Typstandorte für die Simulation mit Expert-N.....	79
Tab. 7.8: Beispielhafte Darstellung der Kombinationsmöglichkeiten zwischen mehrjährig mittlerer Stickstoffauswaschung und mit Expert-N simulierter Dynamik der Einzeljahre.....	83
Tab. 7.9: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers unter landwirtschaftlichen Flächen gebildeten Sickerwassers auf Basis unterschiedlicher Berechnungsgrundlagen. LTZ = Bewirtschaftung nach LTZ Bericht "Gefährdeter Grundwasserkörper Donauried", LRA = Salden aus den für KLIMOPASS abgefragten Angaben zur Bewirtschaftung, Expert-N = Simulation mit dem Stickstoffmodell.	85
Tab. 7.10: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers über alle Nutzungsformen hinweg gebildeten Sickerwassers auf Basis unterschiedlicher Berechnungsgrundlagen. ...	85
Tab. 7.11: Mittelwerte der Nitratkonzentration [mg/l] des im Bereich des Karstaquifers oberhalb der Fassung Burgberg gebildeten Sickerwassers.....	86
Tab 7.12: Simulationsergebnisse aus Expert-N für die langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] unter aktueller Bewirtschaftung im Vergleich zu N-Salden.....	90
Tab. 7.13: nach Flächenanteil der Kulturarten und Standort gewichtete mittlere jährliche Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] in Teilgebieten des KLIMOPASS Projektgebietes.	91

Tab. 7.14: Bilanzgrößen der Expert-N Simulation für Winterweizen auf Parabraunerde.....	93
Tab. 7.15: Mit Expert-N simulierte Bilanzgrößen für Winterweizen auf Parabraunerde für unterschiedliche Zeiträume des Ist-Zustands 1951-2010 unter Annahme der aktuellen Bewirtschaftung → zum Ausdruck kommt die rein klimatisch bedingte Variabilität.	94
Tab. 7.16: Bei Erstellung der historischen Nitrateintragsfunktion 1951-2010 angesetzte, nach Standort differenzierte langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für die nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten.	96
Tab. 7.17: Beispiel für Werte der langjährigen mittleren Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für Kulturarten mit nur geringem Flächenanteil für welche keine Simulation mit Expert-N durchgeführt wurde.	96
Tab. 7.18: Nitratkonzentration im Sickerwasser in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.	99
Tab 7.19: Nitratkonzentration unter verschiedenen Nutzungsformen im Teilbereich "Karstaquifer" im aktuellen Ist-Zustand 2001-2010.	100
Tab. 7.20: Mit Expert-N simulierte Bilanzgrößen von Stickstoff- und Bodenwasserhaushalt für ausgewählte Typstandorte.	105
Tab. 7.21: Simulationsergebnisse aus Expert-N für die unter aktueller Bewirtschaftung erfolgende Stickstoffauswaschung unter den Klimabedingungen des Referenzzeitraums 1971-2000 und der letzten Dekade 2001-2010.	109
Tab. 7.22: Bei Erstellung der Nitrateintragsfunktion für die nahe Zukunft angesetzte, nach Standort differenzierte langjährige mittlere Stickstoffauswaschung [kg/ha/a] für die nach Flächenanteil wichtigsten Kulturarten.	111
Tab 7.23: Szenario "mittel" für den Nitrateintrag in unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.	114
Tab 7.24: Aus den WETTREG-2006 Realisationen (ECHAM5/A1B) abgeleitete Bandbreite von Szenarien mit mittlerem, geringem und hohem Nitrateintrag differenziert nach unterschiedlichen Teilbereichen des KLIMOPASS Projektgebiets.....	116
Tab 7.25: Nitratkonzentration unter verschiedenen Nutzungsformen im Teilbereich "Karstaquifer" für die nahe Zukunft 2021-2050	116

Literatur

Armbruster V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Bd.17, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.

Briemle, G. (1997): Die ökonomische und ökologische Bedeutung des Dauergrünlands auf Niedermoorstandorten. In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR (Hrsg.): Internat. Symposium zum Thema Bodenentwicklung auf Niedermoor und Konsequenzen für die landwirtschaftliche Nutzung, 386 – 415; Eberswalde, 1987

Emmert, M. (2011): Die Entwicklung der Rohwasserqualität. Schriftenreihe des Zweckverbands Landeswasserversorgung, Eigenverlag, 2011

Geologisches Landesamt (1991) (Hg.): Bilanzierung des Nitrataustrags aus den Deckschichten des Wasserschutzgebiets Donauried.

Finck M. & Übelöhr W. (2010): Ergebnisse aus 20 Jahren Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung. Landinfo 5/2010.

Haakh, F.: Überlegungen zur Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Donaurieds. Zweckverband Landeswasserversorgung, Schriftenreihe Heft 14, 1994, Seite 5 - 11

Haakh, F., Schmid, G.: Das Forschungsvorhaben „Untersuchungen zur Prognose der Entwicklung der Nitrat- und Pestizidkonzentrationen in Grundwässern, dargestellt am Grundwasservorkommen im Donauried“, Zweckverband Landeswasserversorgung, Schriftenreihe Heft 15, 1995, Seite 36 - 42

Haakh, F.: Multikriterielle Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung – dargestellt am Beispiel des Wassergewinnungsgebiets Donauried, LW-Schriftenreihe Heft 23 2004, S. 48 ff sowie Wasserwirtschaft 12/2004, S. 32 ff, Co-Autoren: Dipl.-Ing. A. Schneck, Dr.-Ing. U. Lang

Haakh, F.: Anpassungsstrategien der Wasserversorgung an klimabedingte Veränderungen am Beispiel einer Fernwasserversorgung, KLIWA-Berichte Heft 15, August 2010, S. 221 ff, Anlass: 4. KLIWA-Symposium am 3. und 4. 12.2009 in Mainz zum Thema „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“

Harbaugh, A.W. (2005): MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model -- the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16, variously p

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (1997): “Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds: Modellaufbau für stationäre Berechnungen“, Bericht A132-1

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (1998): “Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds: Stationäre Modelleichung“, Bericht A132-3

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (2000): "Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds: Konzept zur Ermittlung der Grundwasserneubildung", Bericht A132-2

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (2000): "Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell für das Gesamteinzugsgebiet des Donaurieds: Instationäre Modelleichung, Sensitivitätsstudie und Validierung", Bericht A132-4

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (2009): "Grundwasserbilanz- und Bewirtschaftungsmodell Donauried: Bestimmung der mittleren Verweilzeiten", Bericht A334

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH (2009): "Grundwassermodell Burgberg: Modellaufbau, Modelleichung und Transportberechnungen", Bericht A353

KLIWA (2009): Klimawandel im Süden Deutschlands, Ausmaß – Folgen – Strategien. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, Umweltministerium Baden-Württemberg, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, Deutscher Wetterdienst, Mainz, Stuttgart, München, Offenbach.

Menzel L. (1999): Flächenhafte Modellierung der Evapotranspiration mit TRAIN. Potsdam Institute of Climate Impact Research (PIK) Report 54.

Michael A. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Technische Universität Bergakademie Freiberg.

Morhard A. (2006): Nitrathaushalt und Eintragungspotentiale der Trinkwassergewinnungsgebiete, Teilprojekt "Wasserhaushalt und numerische Grundwassermodelle". Bericht an den Innovationsfonds Klima- und Wasserschutz, Freiburg im Breisgau.

Morhard A. (2008): Bodenwasserhaushalt Oberjura. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. GIT HydroSConsult GmbH, Freiburg.

Morhard A. (2009): Simulation des Bodenwasserhaushalts und Ermittlung der flächenhaften Grundwasserneubildung auf Grundlage der regionalen WETTREG Klimaszenarien für die Länder Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. GIT HydroSConsult GmbH, Freiburg.

Morhard A. (2010): Aktualisierung des grenzüberschreitenden Bestands an Klimadaten und Berechnung der flächenhaften Grundwasserneubildung für den Grundwasserkörper im Oberrheingraben zwischen Basel und Karlsruhe und die angrenzenden oberirdischen Einzugsgebiete. Fortschreibung der im Rahmen des Projektes INTERREG IIIA / MoNit durchgeführten Berechnungen im Rahmen des Projektes LOGAR. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der RégionAlsace. GIT HydroSConsult GmbH, Freiburg.

MoNit (2006): Grundwasserströmung und Nitrattransport, INTERREG III A-Projekt, Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben, LUBW, kup, Karlsruhe

Scheck R., Kaatz C. et al. (2008): DVGW-Forschungsvorhaben "Vergleichende Untersuchung von Hoftorbilanzen und Nmin-Werten zur Verbesserung der Nitrat-Emissionskontrollen in Wasserschutzgebieten". Abschlussbericht.

StaLa (2004): Agrarstrukturerhebung 2003 in Baden-Württemberg, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart.

StaLa (2008): Agrarstrukturerhebung 2007 in Baden-Württemberg, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart.

SPEKAT, A., ENKE, W., KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRESSzenarios B1, A1B und A2, Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau.

VDLUFA, 1991: VDLUFA (Hg.): Landwirtschaft und Grundwasserschutz im Donauried, Führer zur Bodenkundlich-pflanzenbaulichen Exkursion, Tagungsband des 103. VDLUFA-Kongresses vom 16. bis 21. September 1991 in Ulm, Hohenheim 1991

WaBoA (2004): Wasser- und Bodenatlas Baden- Württemberg. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg und Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden- Württemberg (Hrsg.).

Weinzierl W. (1998): Karten zur Geometrie des Torfaquifers aus GLA-Gutachten 1375.01/89-4763

Stenger R., Priesack E. et. al. (1999): Expert-N, a tool for simulating nitrogen and carbon dynamics in the soil-plant-atmosphere system. In: NZ Land Treatment Systems (eds.: M. Tomer, M. Robinson, G. Gielen). New Plymouth, New Zealand, p. 19-28.

Zheng, Chunmiao (2010): MT3DMS v5.3 Supplemental User's Guide, Technical Report to the U.S. Army Engineer Research and Development Center, Department of Geological Sciences, University of Alabama, 51 p.

Zweckverband Landeswasserversorgung 1997: Das Württembergische Donauried. Eigenverlag,

