

Publizierbarer Endbericht

Gilt für Studien aus der Programmlinie Forschung

A) Projektdaten

Allgemeines zum Projekt	
Kurztitel:	NitroClim.AT
Langtitel:	Sustainable nitrogen management under climate change in Austria
Zitiervorschlag:	<i>Mehdi-Schulz B., Schürz C., Wang C., Strenge E., Zoboli O., Zessner M., Schönhart M., Jost E., Schmid E., Schulz K. 2022. Sustainable nitrogen management under climate change in Austria. NitroClim.AT-Projekt Publizierbarer Endbericht, ACRP 10th Call.</i>
Programm inkl. Jahr:	ACRP 10th Call 2017
Dauer:	01.07.2018 bis 30.06.2022
KoordinatorIn/ ProjekteinreicherIn:	University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU)
Kontaktperson Name:	Dr. Bano Mehdi-Schulz
Kontaktperson Adresse:	Department of Water-Atmosphere-Environment Institute for Hydrology and Water Management (HyWa), Muthgasse 18, 1190 Wien
Kontaktperson Tel.:	+43 1 47654 81619
Kontaktperson E-Mail:	bano.mehdi@boku.ac.at
Projekt- und KooperationspartnerIn (inkl. Bundesland):	Technical University Vienna (TU Wien), Institute for Water Quality, Resources and Waste Management (IWR), Wien University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Institute for Sustainable Economic Development (INWE), Wien
Schlagwörter:	reaktiver Stickstoff, integrierte Modellierung, Klimawandel, Stickstoffemissionen, Wasserqualität
Projektgesamtkosten:	282.237 €
Fördersumme:	249.750 €
Klimafonds-Nr:	KR17AC0K13625
Erstellt am:	16.08.2024

B) Projektübersicht

1 Kurzfassung

Die Ziele von NitroClim.AT umfassen die Quantifizierung der Stickstoffemissionen in Gewässer, Böden und die Atmosphäre sowie die Berechnung der Stickstoffnutzungseffizienz von landwirtschaftlichen Systemen auf nationaler Ebene und auf Ebene der Einzugsgebiete. Diese Analyse wurde für die wichtigsten Produktionsgebiete in Österreich und detaillierter für drei Einzugsgebiete (jeweils in ein wichtiges Produktionsgebiet) durchgeführt und berücksichtigte eine Reihe von zukünftigen Szenarien für den Zeitraum 2041-2070.

Im Rahmen des NitroClim.AT-Projekts wurde ein innovatives integriertes Modellierungswerkzeug (IMF) entwickelt, das etablierte quantitative Modelle miteinander verbindet. Das IMF besteht aus einem Fruchtfolgenmodell (CropRota), einem biophysikalischen Stickstoff- und Ertragsmodell (EPIC), einem bioökonomischen Landnutzungsoptimierungsmodell (BiomAT) und zwei unabhängigen Nährstofftransportmodellen (MONERIS und SWAT), die die Stickstoffflüsse in landwirtschaftlichen Produktionssystemen und die entsprechenden Stickstoffverluste in Wasser, Boden und Atmosphäre simulieren.

Für die integrierte Modellierung wurden vier Klimaszenarien aus ÖKS15 und ein sozioökonomisches Szenario aus Eur-Agri-SSP als Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Landnutzung verwendet. Eine Reihe von landwirtschaftlichen Management- und Politiksznarien wurden in das EPIC-Modell implementiert.

Zur Verbesserung der bestehenden N-Düngungs-Inputdaten, die für mehrere der Modelle erforderlich waren, wurde die Berechnung des Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftlichen Böden für ganz Österreich überarbeitet. Die neuen Daten wurden für die Berechnung des N-Eintrags auf der erforderlichen Skala (Einzugsgebiet und auf der Ebene der Feldskala) für die Nährstoffmodelle (MONERIS, SWAT und EPIC) verwendet.

Um die N-Emissionen für Österreich zu berechnen, wurde das Modell MONERIS aufgesetzt und validiert. Die zukünftigen Abflusssimulationen, die MONERIS als Input benötigt, wurden mit dem Niederschlags-Abfluss-Modell TUWmodel auf Basis der vier Klimawandelszenarien simuliert. Anschließend wurden die Abflusswerte auf die MONERIS-Modellierungsstruktur angewendet.

Für die Einzugsgebiete der Fallstudien wurde das ökohydrologische Modell SWAT verwendet, um die N-Verluste in Wasser, Boden und Atmosphäre zu berechnen. Das SWAT-Modell wurde für die Referenzperiode in drei Einzugsgebiete aufgesetzt, und anschließend mit jeder der vier Klimasimulationen ausgewertet. Es wurden die Einzugsgebiete Zaya, Melk und Gnasbach ausgewählt, die in den landwirtschaftlichen Produktionsgebieten "Nordöstliches Flach- und Hügelland", "Alpenvorland" und "Südöstliches Flach- und Hügelland" liegen.

Die Klimasimulationen repräsentierten ein breites Spektrum von zukünftigen Klimaszenarien. Jede Simulation wurde einzeln in jedes der Modelle (MONERIS, SWAT und EPIC) eingegeben. Die Variationen in den Klimaszenarien spiegeln sich in den unterschiedlichen Mengen an Abflusserträgen und/oder N-Emissionen wider, die in jedem der vier Szenarien von dem jeweiligen Modell simuliert wurden.

Für die SWAT-Simulationen wurde eine Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse durchgeführt, um den Unsicherheitsbeitrag der Klimasimulationen und der Parametrisierung des Modells zu den simulierten Abflüssen und N-Frachten zu bestimmen. In allen drei Einzugsgebieten stammte der größte Unsicherheitsbeitrag zu den simulierten Abflüssen und anorganischen N-Frachten aus den Klimasimulationen. Allerdings spielt die Parametrisierung des Modells bei der Simulation der N-Fracht eine größere Rolle als beim Abfluss. Die Wahl der Parameterwerte trug 11-70% der Unsicherheit der simulierten N-Frachten bei.

Ein Vergleich der von MONERIS und SWAT simulierten anorganischen N-Frachten für die drei Fallstudieeinzugsgebiete wurde durchgeführt, um den Unsicherheitsbeitrag des Nährstoffmodells zu bewerten. Die Ergebnisse des MONERIS- und des SWAT-Modells für anorganische N-Frachten in Oberflächengewässer und in dem Grundwasser sind insgesamt vergleichbar. Insbesondere für die zukünftige Klimasimulationen sind die Unterschiede zwischen der durchschnittlichen MONERIS-Simulation und der besten SWAT-Simulation für anorganischen N im Grundwasser (Unterschiede von $\pm 3 \text{ kg ha}^{-1}$) und für anorganischen N im Oberflächengewässer (Unterschiede von $+0,3$ bis $-0,03 \text{ kg ha}^{-1}$) sehr vergleichbar.

Eine Verbesserung der EPIC-Modellierungsumgebung wurde vorgenommen, indem eine kulturspezifische Definition der verwendeten Düngemitteltypen entsprechend dem regionalspezifischen Anteil organischer und mineralischer Düngemittel aufgenommen wurde. Die Ergebnisse ermöglichen einen Vergleich der Auswirkungen aufgrund des Standorts (d. h. der Regionen), der Bewirtschaftungsentscheidungen und -strategien (z. B. Bodenbewirtschaftung, Düngungssysteme) und des Klimawandels.

Für Österreich wurde eine Materialflussanalyse (MFA) mit einer detaillierten Analyse der Stickstoffflüsse durchgeführt, die sich aus den regionsspezifischen Ergebnissen von MONERIS ergibt und deutliche regionale Unterschiede hervorhebt. Die unterschiedlichen regionalen Gegebenheiten wirken sich auf den Umfang der regionalen N-Managementstrategien und deren Effizienz aus, was bei der Bewertung des regionalen N-Managements berücksichtigt werden sollte.

2 Executive Summary

The objectives of NitroClim.AT were to quantify the N emissions into water bodies, soil and into the atmosphere, and calculate the N use efficiency from agricultural systems at the national and at the catchment levels. This evaluation was undertaken for the main production areas in Austria and in more detail for three catchments (each in a respective important crop production region) and considered a suite of future scenarios for the period 2041-2070.

NitroClim.AT developed an innovative integrated modelling framework (IMF) that couples established quantitative models. The IMF consists of a crop rotation model (CropRota), a biophysical process model (EPIC), a bio-economic land use optimization model (BiomAT), and two independent nutrient transport models (MONERIS and SWAT) to simulate N flows in agricultural production systems and corresponding N losses to the water, soil and atmosphere.

A suite of four climate scenarios, and one socio-economic scenario provided the framework conditions of agricultural land use. A range of agricultural management and policy scenarios were implemented in the EPIC model.

To improve the existing N fertilization input data that was required for several of the models, the calculation of N surplus on agricultural soils for Austria was revised. The new data was used to calculate N input at the scale required (catchment, or field scale level) for the models (MONERIS, SWAT, EPIC).

To calculate the N emissions for Austria, the MONERIS model was set up and validated. The future discharge simulations required by MONERIS as inputs, were simulated by the rainfall-runoff model TUWmodel based on the four climate change scenarios. Subsequently, the discharge values were applied to the MONERIS modelling structure.

For the case study catchments, the SWAT model was used to calculate the N losses to the water, soil and atmosphere. the SWAT model was setup in the reference period and then forced with each of the four climate change simulations, respectively. The catchments Zaya, Melk, and Gnasbach were chosen, which lie in the agricultural production regions "Nordöstliches Flach- und Hügelland", "Alpenvorland", and "Südöstliches Flach- und Hügelland", respectively.

The climate simulations represented a broad range of future climates. Each simulation was input, in turn, into each of the models (MONERIS, SWAT, and EPIC). The variations in the climate scenarios was reflected in the different amounts of discharge yields and/or N emissions simulated in each of the four scenarios by the respective model.

A sensitivity and uncertainty analysis was carried out on the SWAT simulations, to determine the contribution of uncertainty from the climate simulations and from the parameterisation of the model to the simulation discharge and N loads. The simulated discharge and inorganic N loads in all catchments revealed that the dominant contribution of the uncertainty stems from the climate simulations.

However, the parameterisation of the model plays a more important role for simulating N loads, than for discharge. The choice of parameter values contributed to 11-70% of the uncertainty of the simulated N loads.

A comparison of the MONERIS and SWAT simulated inorganic N loads for the 3 case study catchments was undertaken to evaluate the uncertainty contributed by the nutrient model. The MONERIS and SWAT model results for inorganic N loads in surface and subsurface waters are overall comparable. Particularly, when applying the climate simulations, the differences between the average MONERIS simulation and the SWAT best simulation for inorganic N loads are very comparable for subsurface inorganic N (differences of $\pm 3 \text{ kg ha}^{-1}$) and for surface inorganic N (differences were $+0.3$ to -0.03 kg ha^{-1}).

An improvement in the EPIC-modelling environment was undertaken by incorporating a crop-specific definition of the types of fertiliser used according to the region-specific share of organic and mineral fertilisers. The results allow a comparison of the impacts due to location (i.e. regions), management choices and policies (e.g. soil management, fertilization regimes), and climate change.

A Material Flow Analysis (MFA) was completed for Austria with a detailed analysis of the N flows stemming from the region-specific results of MONERIS that emphasize distinct regional disparities. The distinct regional circumstances affect the scope of regional N management strategies and their efficiency, which should be considered in the assessment of regional N management.

3 Hintergrund und Zielsetzung

Der wichtigste Sektor, der für hohe Emissionen von reaktivem Stickstoff (Nr) verantwortlich ist, ist die Landwirtschaft. Die wichtigsten Formen von Stickstoff in unserer Umwelt sind i) anorganische reduzierte Formen wie NH_3 , NH_4^+ , ii) anorganische oxidierte Formen wie NO_x , HNO_3 , N_2O , NO_3^- und iii) organische Verbindungen wie Harnstoff. Der Eintrag von Stickstoff in ein landwirtschaftliches System stammt hauptsächlich aus der Ausbringung von Stickstoffdünger (N). Der Beitrag der Anbauflächen und der damit verbundenen Aktivitäten zu den Stickstoffemissionen wird sich unter den künftigen Klimabedingungen ändern, aber das Ausmaß und die Größenordnung der Auswirkungen auf die Gewässer und die Atmosphäre sind noch nicht bekannt. Forschungsstudien zum Wandel der landwirtschaftlichen Bodennutzung in Österreich haben gezeigt, dass der Klimawandel in den nächsten Jahrzehnten wahrscheinlich zu einer Intensivierung der Landwirtschaft auf geeigneten Flächen (westliche und alpine Gebiete) und zu einer Extensivierung der Landwirtschaft auf ungünstigen Flächen (östliche semi-aride Gebiete) führen wird (Schönhart et al., 2014; Kirchner et al., 2015). Eine weitere Studie, in der die N-Verluste in Grund- und Oberflächengewässer und die daraus resultierenden Umweltauswirkungen in Österreich quantifiziert wurden, zeigte die wichtige Rolle, die künftige Niederschlagsveränderungen als Triebkräfte für Veränderungen spielen (Zessner et al. 2017).

Dieses Projekt schließt eine Forschungslücke, indem es eine Reihe von Szenarien des Klimawandels anwendet, um auf nationaler und lokaler Ebene die direkten und indirekten Auswirkungen eines sich ändernden Klimas auf den Stickstoffeintrag und die Stickstoffverluste in die Umwelt zu ermitteln und die Gesamteffizienz der Stickstoffnutzung von Kulturpflanzen zu quantifizieren.

Ein integrierter Modellierungsrahmen (IMF) wurde als die an der besten geeigneten Methode zur Durchführung dieser Analyse gewählt. Ein IMF ist in der Lage, mehrere Modelle oder Informationsquellen miteinander zu verbinden (entweder dynamisch oder lose gekoppelt) und dabei dieselben Randbedingungen (in Raum und Zeit) zu verwenden. So können beispielsweise Simulationen des Klimawandels und Modelle zur Änderung der Landnutzung über ihre Ergebnisse mit hydrologischen Modellen verknüpft werden, die diese Informationen als Eingaben verwenden. Der Vorteil einer IMF besteht darin, dass sie Wissen aus verschiedenen Disziplinen integrieren und die Komplexität und Verflechtung von Prozessen berücksichtigen kann, die ein Modell allein nicht unbedingt berechnen kann.

Mit dem Projekt NitroClim.AT wurden folgende Ziele verfolgt

- 1) Die in Oberflächengewässer und in die Atmosphäre freigesetzten Nr und die Effizienz der Nr-Nutzung durch landwirtschaftliche Systeme wurden (einschließlich der damit verbundenen Unsicherheiten) auf nationaler Ebene und auf Ebene der Einzugsgebiete quantifiziert. Diese Bewertung wurde für die Hauptanbauggebiete in Österreich und detaillierter für drei Fallstudieneinzugsgebiete (jedes in einer wichtigen Anbauregion)

durchgeführt und berücksichtigte eine Reihe von zukünftigen Klimawandelszenarien für den Zeitraum 2041-2070.

- 2) Die regionsspezifischen Ergebnisse wurden in eine nationale Gesamt-Stickstoffstromanalyse (MFA) integriert. Die Ergebnisse der Szenario-MFAs sollten für eine Multi-Kriterien-Analyse (MCA) für eine nationale N-Managementstrategie verwendet werden, um die Kompromisse zwischen den folgenden Kriterien zu bewerten: N-Nutzungseffizienz; Umweltauswirkungen auf Gewässer; Luft; landwirtschaftliche Produktion (Produktoutput und -erlöse; und Produktionskosten).

4 Projektinhalt und Ergebnis(se)

4.1 Simulationen des Klimawandels

Aus den jeweiligen Klimasimulationen werden die täglichen Niederschlags- und Temperaturwerte in die bio-physikalischen Prozessmodelle SWAT und EPIC eingegeben. Vergleicht man die Zukunftsperiode mit der Referenzperiode, so sind die größten Temperaturanstiege für die beiden RCP8.5 Szenarien zu verzeichnen. Die mit ICHEC85 simulierten mittleren Minimal- und Maximaltemperaturen steigen um 0,4°C, während die Simulationen mit IPSL85 einen noch größeren Anstieg von 0,6°C für Österreich zeigen. Alle Szenarien, mit Ausnahme von MOHC45, zeigen einen Anstieg des mittleren Jahresniederschlags für den zukünftigen Zeitraum, wobei der größte Anstieg (+152 mm) bei IPSL85 zu verzeichnen ist. In MOHC45 ist der mittlere Jahresniederschlag für beide Zeiträume der niedrigste unter allen vier Simulationen, außerdem zeigt das Szenario, dass der mittlere Jahresniederschlag in der Zukunft abnimmt (-9 mm). Die zwischenjährlichen Temperatur- und Niederschlagsschwankungen sind zwischen den vier Simulationen groß. Die Klimadaten wurden für die aufeinanderfolgenden Arbeitsschritte aufbereitet.

4.2 Stickstoffemissionen für ganz Österreich mit MONERIS

4.2.1 Simulierte Stickstoffemissionen für den Bezugszeitraum 2012 bis 2017

Die in diesem Abschnitt dargestellten Ergebnisse wurden nur auf Basis von Einzugsgebieten innerhalb Österreichs erstellt. Abbildung 1 zeigt den durchschnittlichen Anteil der verschiedenen in MONERIS berücksichtigten Pfade an den N-Einträgen in die Oberflächengewässer für alle österreichischen Einzugsgebiete im Zeitraum 2012-2017. Der dominierende Pfad für N-Einträge ist die Exfiltration aus dem Grundwasser, die 60% aller N-Einträge ausmacht. Dies wiederum deutet auf eine hohe N-Auswaschung aus den Böden in das Grundwasser hin. Die zweithöchsten N-Einträge in Oberflächengewässer erfolgen über gereinigte Abwässer aus Kläranlagen und über Oberflächenabfluss, die jeweils etwa 14% der gesamten N-Einträge ausmachen. Die N-Einträge über den Mischwasserüberlauf und das Regenwasser machen 5% aus. Alle anderen

Eintragungspfade weisen Beiträge von weniger als 5% auf, mit den geringsten Werten von 0,1% für Straßen außerhalb von Siedlungen und 1% aus industriellen Quellen.

Die räumliche Verteilung der spezifischen N-Einträge in Bezug auf das MONERIS-Einzugsgebiet ist in Abbildung 2 dargestellt. Die mit Abstand höchsten N-Einträge von rund $160 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $412 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ liegen in Einzugsgebieten in Wien bzw. nördlich von Salzburg. Die hohen N-Einträge in beiden Einzugsgebieten sind in erster Linie auf die hohen N-Einträge über Kläranlagen und teilweise über Mischwasser und Regenwasser zurückzuführen. Außer in diesen beiden Einzugsgebieten beträgt der maximale spezifische N-Eintrag auf Einzugsgebietsebene $65 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Die meisten Einzugsgebiete weisen jedoch deutlich geringere N-Einträge auf, wobei 50% der N-Einträge zwischen $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ liegen und der Median aller Einzugsgebiete bei $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ liegt. Cluster von mehreren Einzugsgebieten mit erhöhten N-Einträgen sind vor allem im südlichen Teil Oberösterreichs sowie im Norden Salzburgs und Vorarlbergs zu finden. Einzelne Einzugsgebiete mit hohen N-Einträgen liegen in der Steiermark entlang der Mur und in Tirol entlang des Inns. Weitere Flüsse, die potenziell von erhöhten N-Einträgen betroffen sind, sind vor allem die Traun, die Salzach und die Bregenzerach sowie in der Nähe der Flussmündung die Enns.

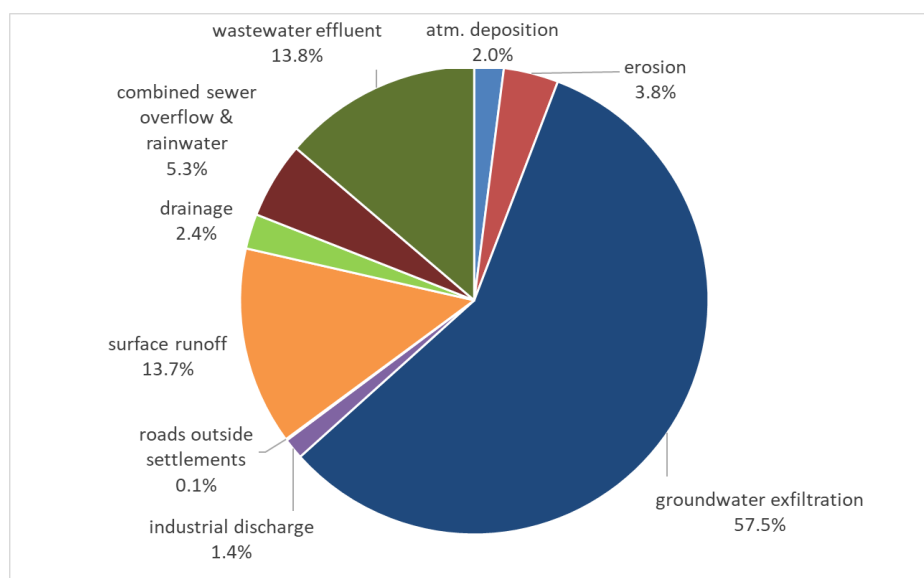


Abb 1. Durchschnittlicher Anteil der verschiedenen Pfade in MONERIS an den N-Einträgen in Oberflächengewässer für alle österreichischen Einzugsgebiete

Die Konzentration von gelöstem N in Oberflächengewässern, die in Abbildung 3 dargestellt ist, zeigt ein anderes Bild als die N-Einträge, wobei die höchste Konzentration im Nordosten Niederösterreichs zu finden ist. Außerdem sind im Südosten Österreichs, der den größten Teil des Burgenlandes und den südöstlichen Teil der Steiermark umfasst, sowie im nördlichen Teil Oberösterreichs hohe Konzentrationen zu verzeichnen. Die hohe N-Konzentration in Niederösterreich trotz der geringen N-Einträge deutet auf eine geringe Verdünnung der N-Einträge in dieser Region hin.

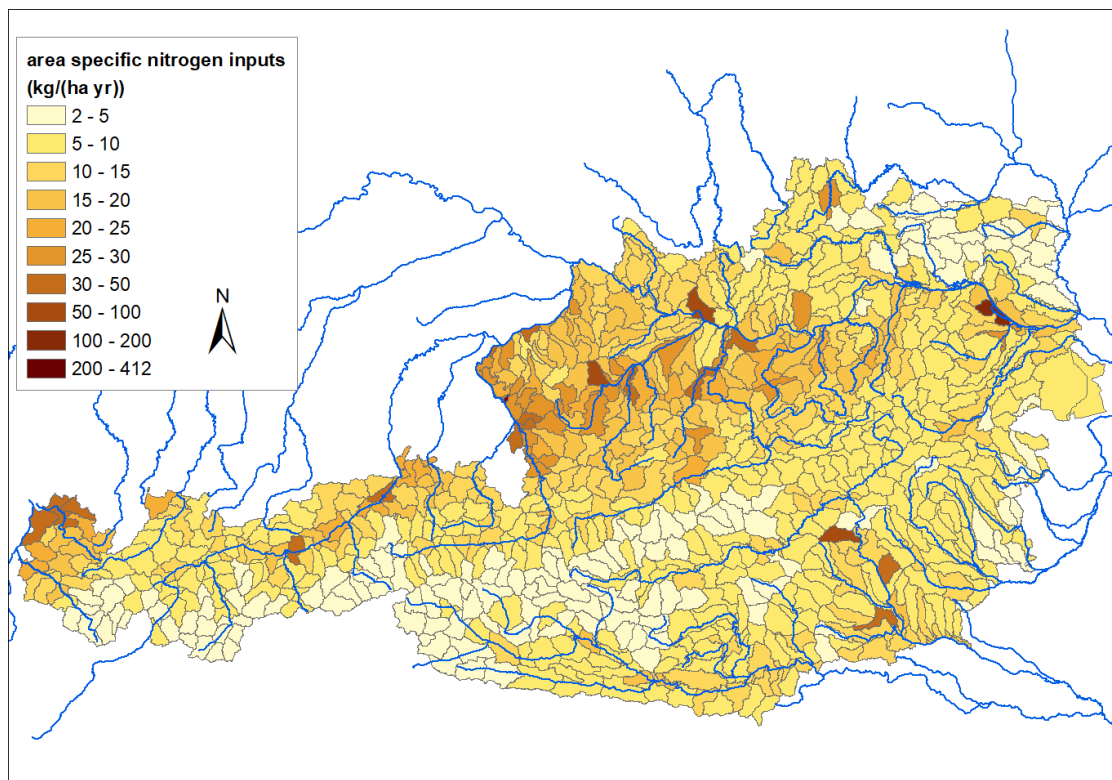


Abb 2. Flächenspezifische Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer im Verhältnis zum Einzugsgebiet, dargestellt auf der Ebene des MONERIS-Einzugsgebiets.

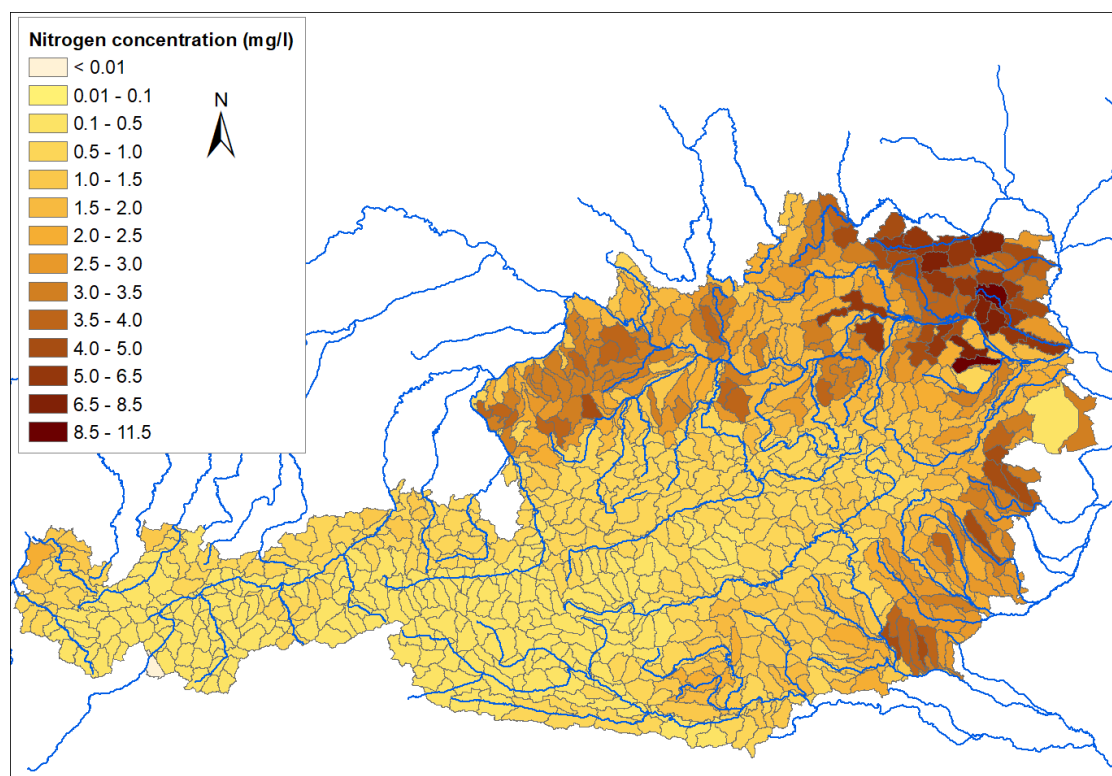


Abb 3. Stickstoffkonzentration der MONERIS-Einzugsgebiete.

4.2.2 Simulierte Stickstoffemissionen für den zukünftigen Zeitraum 2041 bis 2070

Inputdaten

Die Modellierung der Auswirkungen der vier Klimawandelszenarien (ICHEC45, ICHEC85, IPSL85 und MOHC45) auf die N-Emissionen in Oberflächengewässer umfasst hydrologische, wirtschaftliche und damit landwirtschaftliche Veränderungen. Letztere sind das Ergebnis der Anpassung der Landwirtschaft an die verschiedenen Klimawandelszenarien und führen zu veränderten N-Überschüssen aus der Landwirtschaft. Diese veränderten N-Überschüsse dienen zusammen mit den Veränderungen in der Hydrologie als Eingangsdaten für die N-Modellierung in MONERIS für den zukünftigen Zeitraum. Zu diesem Zweck wurden die Eingangsdaten für Wassertemperatur, Niederschlag und Abfluss für alle vier Klimawandelszenarien angepasst. Die Wassertemperatur wurde auf Basis der Lufttemperaturänderung in jeder der vier Klimasimulationen verändert (Methode von Blöschl et al., 2011). Die zukünftigen Niederschlagswerte wurden mit Hilfe des Delta-Änderungsansatzes auf der Grundlage der Niederschlagsdifferenz zwischen der Referenz- und der zukünftigen Periode jeder Klimasimulation geändert.

Der künftige Abfluss, der als Eingangsvariable in MONERIS zur Berechnung künftiger Änderungen der N-Emissionen diente, wurde mit dem halbverteilten, konzeptionellen Niederschlag-Abfluss-Modell TUWmodel (Bergström 1976; Parajka et al., 2007; Viglione & Parajka, 2014) mit den Eingangsdaten von Lufttemperatur, Niederschlag und Evapotranspiration aus den Klimasimulationen simuliert. Der kumulierte Abfluss wurde für 330 Einzugsgebiete in ganz Österreich berechnet. Die Berechnungen verwenden auch den Delta-Änderungsansatz, der die Unterschiede in der Lufttemperatur und im Niederschlag zwischen der Referenz- und der zukünftigen Periode der Klimasimulationen verwendet und diese Unterschiede zu den beobachteten Lufttemperatur- und Niederschlagsdaten addiert. Die Abflusswerte wurden dann für 7774 Flussabschnitte mittels Topkriging interpoliert. Um als MONERIS-Input zu dienen, wurden sie weiter in Nettoabflüsse umgewandelt und den einzelnen MONERIS-Einzugsgebieten zugeordnet.

Großflächige Niederschlagsabnahmen sind in den Szenarien ICHEC45 vor allem im südlichen Teil und MOHC45 fast im gesamten Gebiet von Nord bis Nordwest bis Süd bis Südwest Österreichs zu beobachten. Leichte Zunahmen der Niederschläge treten nur im Nordosten auf, insbesondere in MOHC45. Die Szenarien ICHEC85 und IPSL85 zeigen beide eine Zunahme des Niederschlags für fast ganz Österreich, wobei die Zunahme bei ICHEC85 nur geringfügig und bei IPSL85 vor allem im Osten Österreichs größer ist.

Die absoluten Änderungen des Abflusses (Differenz zwischen dem Abfluss im Referenz- und im Zukunftszeitraum der vier Klimasimulationen) sind in Abbildung 4 dargestellt. Das Klimaszenario MOHC45 führt größtenteils zu einer Verringerung des Abflusses, während die Szenarien ICHEC85 und IPSL85 hauptsächlich zu einem Anstieg des Abflusses führen, mit Ausnahme einiger weniger Einzugsgebiete. Diese Änderungen folgen größtenteils den Änderungen des Niederschlags, obwohl die räumlichen Ausmaße nicht identisch sind. Das Szenario

ICHEC45 zeigt hauptsächlich eine Zunahme des Abflusses im nördlichen Teil und eine Abnahme im südlichen Teil Österreichs, jedoch mit weniger extremen Änderungen als in den anderen drei Szenarien, was weitgehend mit den Änderungen des Niederschlags für ICHEC45 übereinstimmt.

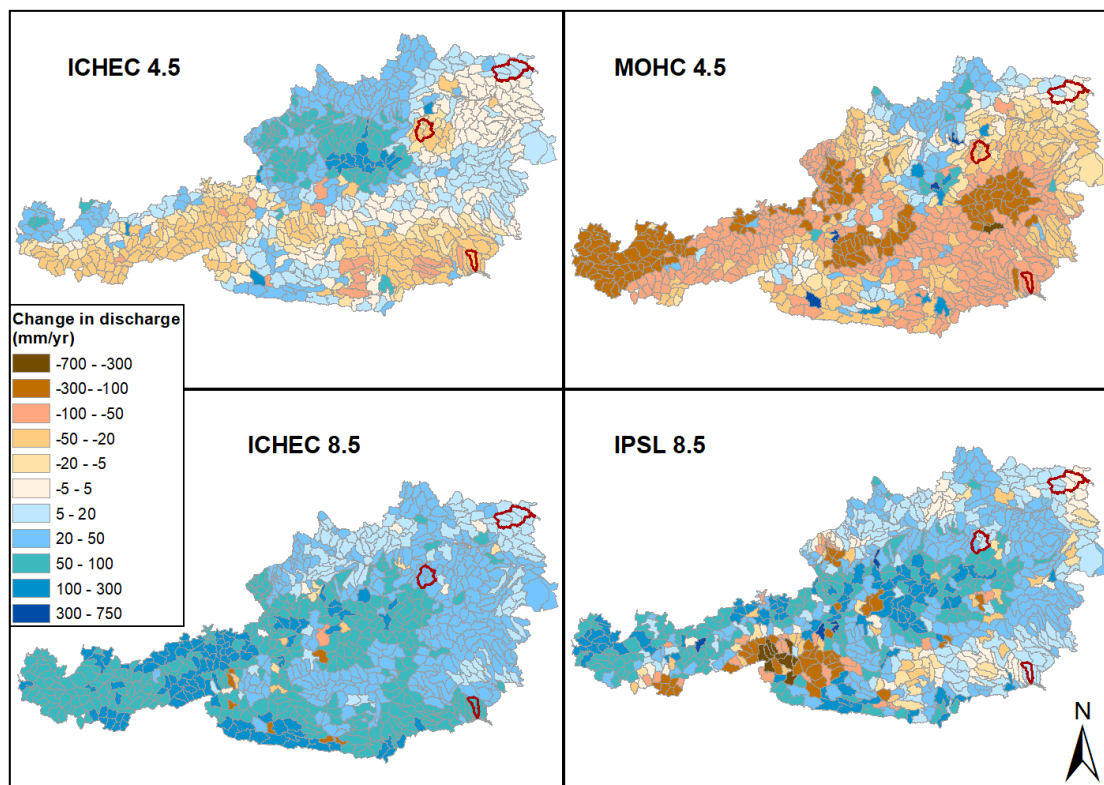


Abb 4: Absolute Änderungen des Abflusses zwischen der Referenzperiode und der zukünftigen Periode der vier Klimasimulationen, dargestellt auf der Ebene der MONERIS-Einzugsgebiete für Österreich. Die roten Umrisse zeigen die SWAT-Einzugsgebiete Gnasbach, Melk und Zaya.

Zukünftige Änderungen der Stickstoffemissionen für Österreich

Die Ergebnisse der N-Modellierung mit geänderten hydrologischen Eingangsdaten gemäß den vier Klimawandelszenarien werden analysiert, indem diese Ergebnisse mit den N-Modellierungsergebnissen der Referenzperiode verglichen werden. Zunächst werden die Pfade der Zukunfts- und Referenzperiode hinsichtlich der in die Oberflächengewässer eingetragenen N-Menge verglichen. Für alle Klimaszenarien änderte sich die Menge der N-Einträge nur für die Eintragspfade Erosion, Oberflächenabfluss und Grundwasserexfiltration. Dies lässt sich durch die Veränderung der Eingangsdaten Niederschlag und Abfluss erklären, die hauptsächlich diese Pfade betreffen.

Die Menge der N-Einträge in Oberflächengewässer über Erosion nimmt für alle Klimaszenarien im Vergleich zum Referenzzeitraum ab. Die N-Menge über die Exfiltration aus dem Grundwasser nimmt ebenfalls bei allen Szenarien ab, mit Ausnahme des ICHEC85-Szenarios, das einen Anstieg von 1,5% verzeichnet. Dieser Anstieg steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit der großräumigen Zunahme des Abflusses (Abbildung 4), die durch die allgemeine Zunahme der Niederschläge in ICHEC85 im Vergleich zum Referenzszenario verursacht wird.

Dies erklärt auch den erhöhten N-Eintrag über den Oberflächenabfluss um 7,5% für das ICHEC85-Szenario. Das Klimaszenario ICHEC45 führt ebenfalls zu einem Gesamtanstieg der N-Einträge über den Oberflächenabfluss um 2,8%, was wahrscheinlich mit dem ähnlichen Anstieg des Abflusses im Norden bis Nordwesten Österreichs zusammenhängt. Insgesamt zeigen sich im Vergleich zum Referenzzeitraum geringere N-Einträge über den Oberflächenabfluss von 6,1% bzw. 3,7% für IPSL85 und MOHC45. Die geringeren N-Einträge über den Oberflächenabfluss sind vor allem auf räumliche Veränderungen der Niederschläge zurückzuführen, kombiniert mit einem veränderten potenziellen räumlich verteilten N-Transport über den Oberflächenabfluss.

Das Szenario MOHC45 zeichnet sich im Vergleich zur Referenzperiode durch die höchsten großräumigen Abflussreduktionen unter den Szenarien aus, was durch die ebenfalls großräumige Niederschlagsreduktion in diesem Szenario verursacht wird. Dies führt nicht nur zu geringeren N-Einträgen über den Oberflächenabfluss, sondern auch zu einer Verringerung der N-Einträge über die Grundwasserexfiltration um 7,7%. Die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer verringert sich bei den Szenarien ICHEC45, IPSL85 und insbesondere MOHC45 um 5% im Vergleich zur Referenz. Letzteres ist wahrscheinlich auf einen geringeren N-Transport aufgrund geringerer Niederschläge und Abflüsse im MOHC45-Szenario zurückzuführen. Höhere N-Einträge im Vergleich zum Referenzzeitraum treten nur für das Szenario ICHEC85 mit einem Anstieg von 2% auf, was ebenfalls auf den veränderten, aber beschleunigten N-Transport infolge der erhöhten Niederschläge und Abflüsse zurückzuführen ist.

Abbildung 5 zeigt die berechneten Änderungen der N-Konzentration im Oberflächenwasser, die sich aus den vier zukünftigen Klimaszenarien im Zeitraum 2041-2070 im Vergleich zum Referenzzeitraum 1981-2010 ergeben. Für alle Klimaszenarien beschränken sich die Unterschiede in den N-Konzentrationen vorwiegend auf den Nordosten und Südosten Österreichs.

Die Klimaszenarien ICHEC85 und IPSL85 führen hauptsächlich zu einer Abnahme der N-Konzentration, mit nur wenigen Ausnahmen im Norden. Der Rückgang der N-Konzentration ist hauptsächlich auf die Zunahme des Abflusses und damit der N-Verdünnung im Fluss zurückzuführen. Insgesamt zeigt das ICHEC45-Szenario die geringsten Veränderungen der N-Konzentration, mit Abnahmen hauptsächlich in der nordöstlichen Region und Zunahmen hauptsächlich in einigen wenigen Einzugsgebieten im Norden. Dieser Rückgang ist wahrscheinlich auf die allgemein geringen Niederschlagsänderungen und die daraus resultierenden geringen Abflussschwankungen zurückzuführen.

Im MOHC45-Szenario ist die größte Anzahl von Einzugsgebieten mit steigenden N-Konzentrationen zu verzeichnen, wobei die meisten Zunahmen im Allgemeinen im südöstlichen Teil zu verzeichnen sind. Der Grund für die großräumige Zunahme der N-Konzentration ist der ebenso großräumige Rückgang des Abflusses, der zu einer geringeren Verdünnung der N-Einträge führt. Bei MOHC45 findet die stärkste Abnahme der N-Konzentration im Nordosten Österreichs statt. Dieses räumliche

Muster wird auch bei den anderen drei Szenarien beobachtet und fällt mit der Zunahme der Niederschläge für alle Szenarien in dieser Region zusammen.

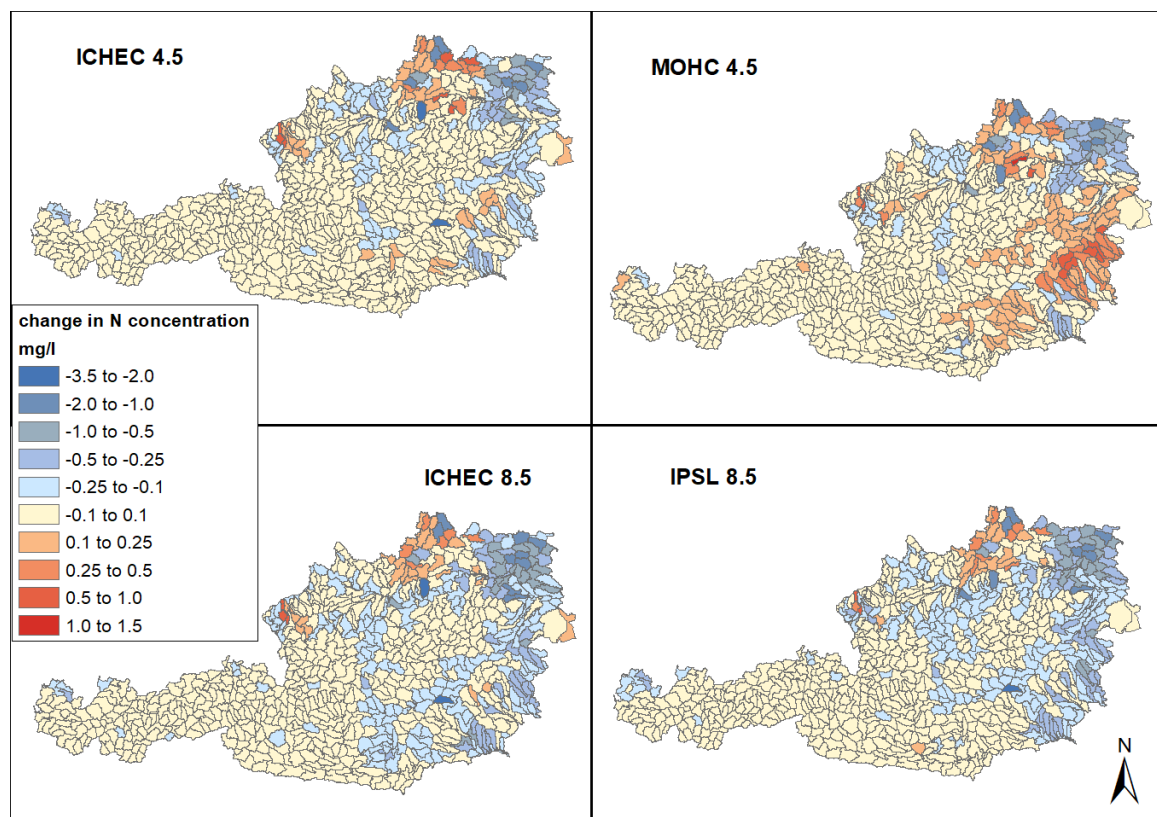


Abb 5. Änderungen der N-Konzentration für jedes Klimaszenario im Vergleich zum Referenzzeitraum.

4.3 SWAT-Simulierte N-Verluste für die Fallstudien

4.3.1 N-Verluste in den Einzugsgebieten für den Referenzzeitraum 1981 bis 2010

Eine genauere Untersuchung der N-Verluste in die Atmosphäre, das Oberflächenwasser und den Boden wurde für die drei Fallstudien mit dem SWAT-Modell auf der Ebene der Einzugsgebiete simuliert. Die auf der Ebene der Kulturen simulierten N-Variablen umfassen NO_3^- , NH_4^+ , $\text{N}_2+\text{N}_2\text{O}$ und werden hier berichtet.

In einem ersten Schritt wurden die Klimaparameter im Referenzzeitraum (1981-2010) als Eingangsdaten in SWAT verwendet und deren Auswirkungen auf die N-Verluste berechnet. Dazu wurden für jedes der drei Einzugsgebiete gewonnen INSPIRE-Landnutzungsdaten und die für jede Kulturgruppe ausgebrachte Düngermenge und -art ebenfalls in das SWAT-Modell eingegeben.

Die N-Verluste pro Kulturgruppe sind in Tabelle 1 für alle drei Einzugsgebiete dargestellt, eine Zusammenfassung ist in Abbildung 6 zu sehen. Die N-Einträge ergeben sich aus den N-Düngemitteln und der N-Konzentration im Niederschlag. Der Boden ist ein N-Pool, der in der Spalte "mineral N in soil" aufgeführt ist. Die N-Verluste in die Atmosphäre werden als "N-gas" angegeben, während die N-Verluste in die Oberflächengewässer die Summe der Spalten "Org. N in stream", "N in surface runoff" und "N in lateral flow" sind. Der N-Transport durch

Versickerung wird als "N leached" dargestellt, dabei handelt es sich erheblich um NO_3^- -N, der letztlich durch Auswaschung ins Grundwasser gelangt.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Zaya-EZG die meisten N-Verluste aus den einzelnen Kulturen in Form von N-Auswaschung auftreten. Die Kulturen mit dem höchsten N-Dünger erweisen nicht unbedingt die größten Verluste in Form von Auswaschung. In Tabelle 1 zum Beispiel hatte die CORN-Gruppe die höchste N-Düngung (145 kg ha^{-1}) und die GRAP-Gruppe eine der niedrigsten N-Düngungen (17 kg ha^{-1}), jedoch wurden bei GRAP 28 kg N ha^{-1} ausgewaschen, verglichen mit 11 kg N ha^{-1} bei CORN.

In dem Gnasbach-EZG gelangen die meisten N-Verluste über N_2O oder N_2 in die Atmosphäre. Im Gnasbach zeigen beispielsweise GRSG und SOYB hohe gasförmige N-Verluste. Diese hängen von den gesättigten Bodenverhältnissen ab, was sich in dem Gnasbach widerspiegelt; die jährlichen Niederschläge sind um die 825 mm .

Tabelle 1. Hauptkulturgruppen mit durchschnittlichen N-Mengen, die pro Einzugsgebiet für die Referenzperiode simuliert wurden

	Inputs (kg ha^{-1})				Outputs (kg ha^{-1})				
	SWAT crop group	Total N fertilizer (organic N)	N in precip.	Soil mineral N (NO_3^- -N + NH_4^+ -N)	N gas (N_2O + N_2)	organic N into stream	NO_3^- -N surface runoff	NO_3^- -N lateral flow	NO_3^- -N leached
Zaya	ALFA	13 (8)	2.5	17.8	8.7	0.14	0.05	1.0	16.0
	CORN	145 (39)	2.5	170.1	6.2	0.55	0.03	2.0	10.6
	BARL	97 (5)	2.5	111.3	6.1	0.15	0.10	2.1	12.9
	FESE	51 (10)	2.8	57.5	8.1	0.31	0.04	0.9	13.9
	GRAP	17 (5)	1.5	7.7	14.4	1.20	0.03	1.9	28.1
	SGBT	114 (5)	2.4	303.3	29.2	0.91	0.20	4.8	65.2
	SOYB	34 (5)	1.9	113.9	4.2	0.53	0.02	1.3	5.6
	SUNF	53 (5)	2.3	30.2	1.6	0.40	0.04	0.6	2.1
	WWHT	144 (5)	2.3	90.1	1.9	0.06	0.02	0.9	1.3
Melk	ALFA	38 (36)	8.7	46.0	0.7	0.72	0.94	2.9	24.6
	CORN	170 (102)	7.5	161.2	2.3	5.63	0.67	4.2	24.0
	FESE	87 (10)	8.6	72.1	1.6	0.34	1.02	4.3	33.8
	SOYB	33 (5)	7.6	128.4	3.0	7.65	0.69	6.5	45.1
	WWHT	135 (5)	7.7	59.1	1.4	0.98	0.55	1.9	15.1
Gnasbach	CORN	198 (122)	10.9	194.8	52.7	25.59	2.10	2.3	10.5
	FESE	74 (2)	11.4	67.7	18.9	1.88	2.79	1.5	14.2
	GRAP	17 (4)	10.4	7.1	24.2	10.32	2.42	1.5	12.2
	GRSG	158 (7)	11.2	123.4	108.6	27.38	2.13	4.1	18.0
	OELK	92 (5)	11.1	71.2	54.1	6.99	3.58	2.4	9.6
	ORCD	77 (4)	10.3	12.7	57.5	0.15	6.05	3.5	28.5
	SOYB	32 (5)	11.1	145.7	60.3	34.24	3.59	3.8	19.7
WWHT	131 (6)	11.2	151.4	52.7	9.00	4.72	3.4	16.9	

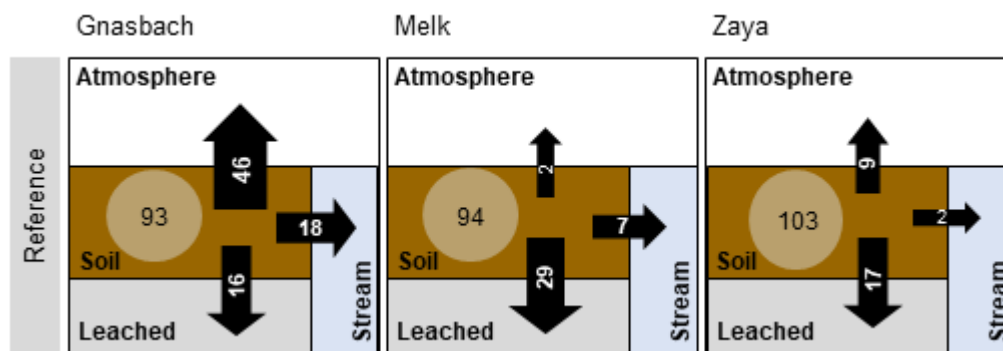


Abb 6. Zusammenfassende Darstellung des durchschnittlichen jährlichen N-Transports (kg/ha) von Ackerland in die Atmosphäre, in Gewässer und die Auswaschung in jedem der drei Einzugsgebiete für den Zeitraum 1981-2010.

4.3.2 Änderungen der mit SWAT simulierte N-Verluste aufgrund des Klimawandels (2041-2070)

Für die Bewertung der Abfluss- und N-Verluste unter dem Einfluss des Klimawandels wurden vier GCM-RCM-RCP-Kombinationen aus einem verfügbaren Ensemble von Klimaszenarien ausgewählt, die eine große Bandbreite an zukünftigen Niederschlags- und Temperatursimulationen abdecken.

Alle Klimasimulationen zeigen einen Temperaturanstieg in den drei Einzugsgebieten, wobei kein deutlicher Unterschied zwischen RCP8.5 und RCP4.5 Szenarien zu erkennen ist. Die Temperaturanstiege liegen zwischen 1,05°C und 2,9°C, das einem Temperaturanstieg von etwa 11% bis 31% entspricht. Die Veränderungen bei den Niederschlägen sind in den Klimasimulationen unterschiedlicher. Insgesamt zeigen die Szenarien ICHEC45, ICHEC85 und MOHC45 geringfügige Veränderungen (meist eine Zunahme der Niederschläge). Das IPSL85-Szenario hingegen zeigt für alle drei Einzugsgebiete eine Zunahme des Niederschlags, mit einer Zunahme des langfristigen Jahresniederschlags um 15% bis 21%. Die Jahresniederschlagssummen für die Szenarien ICHEC45, ICHEC85, IPSL85 sind vergleichbar mit dem Referenzzeitraum. Das Szenario MOHC45 weist jedoch in allen drei Einzugsgebieten im Vergleich zu den anderen drei Klimaszenarien deutlich geringere Niederschläge für den Referenz- und den Zukunftszeitraum auf.

Um die Veränderungen des Abflusses und der N-Fracht in der Zukunft zu bewerten, wurde in diesen Simulationen nur der Klima-Input verändert, d.h. die Klimadaten für den Referenzzeitraum (1981-2010) wurden jeweils durch die zukünftigen Klimasimulationen ICHEC45, ICHEC85, IPSL85 und MOHC45 ersetzt, um den zukünftigen Zeitraum (2041-2070) darzustellen. Alle anderen Daten des Modells, einschließlich der Düngemittel-mengen und -typ, und der Landnutzung blieben gleich wie im Referenzzeitraum. Die simulierte Veränderungen sind daher nur auf die Auswirkungen des Klimawandels zurückzuführen.

Die Veränderungen der langfristigen monatlichen Durchschnittsabflüsse und anorganischen N-Frachten zwischen dem Referenzzeitraum und dem zukünftigen Zeitraum in den drei Einzugsgebieten Gnäsbach, Melk und Zaya sind in Abbildung

7 dargestellt. Die verschiedenen Bandfarben zeigen die vier analysierten Klimasimulationen, wobei hell- und dunkelblau die beiden RCP4.5-Szenarien ICHEC45 und MOHC45 und die hell- und dunkelroten Bänder die beiden RCP8.5-Szenarien ICHEC85 und IPSL85 darstellen. Die mit den Bändern ausgedrückten Unsicherheiten zeigen die Modellunsicherheiten, die sich aus den SWAT-Modellparametrisierungen ergeben. Die durchgezogenen farbigen Linien zeigen die Simulationen für die Modellparametrisierungen an, die bei der Kalibrierung als die "besten Modelle" angesehen wurden.



Abb 7. Veränderungen des simulierten Oberflächenabflusses (obere Tafeln) und der anorganischen N-Fracht (NO_3^- -N und NH_4^+ -N) (untere Tafeln) für jedes der Klimaszenarien im Vergleich zum Referenzzeitraum (1981-2010).

Die simulierten Oberflächenabflüsse (obere Felder in Abb. 7) und anorganischen N-Frachten in den Fließgewässern (untere Felder in Abb. 7) spiegeln die Unterschiede zwischen den Klimawandelszenarien wieder. Das IPSL85-Szenario führt in allen Einzugsgebieten zu einem Anstieg des durchschnittlichen Jahresabflusses aufgrund der erhöhten durchschnittlichen Jahresniederschläge. Im IPSL85-Szenario zeigt der Monat August im Gegensatz zu den anderen Klimaszenarien eine durchschnittliche Zunahme des Abflusses von >30 mm im Gnasbach und >25 mm in der Melk. Die Klimaszenarien ICHEC45, MOHC45 und ICHEC85 zeigen geringere Veränderungen und ähnliche Trends, wobei in Gnasbach die Herbstmonate (Aug.-Nov.) trockener sind und in Melk die Frühlings- (Feb.-Mar.) und Herbstmonate (Jul.-Nov.) trockener sind. In dem Zaya-EZG zeigen alle Klimaszenarien eine geringe Zunahme des Abflusses, bis zu etwa 5 mm.

Insgesamt folgt der simulierte anorganische N in den Flüssen dem Muster der Veränderung des simulierten Abflusses. Der größte Teil des anorganischen Stickstoffs besteht aus NO_3^- -N, einem Molekül, das wasserlöslich ist und daher von Niederschlagsänderungen und Fließwegen beeinflusst wird. Die breiteren

Bandbreiten sind auf die unterschiedliche Wahl einiger Parameterwerte für den N-Transport zurückzuführen, die zu unterschiedlichen simulierten N-Frachten führen.

Die für jede Kulturgruppe simulierten N-Verluste in allen Einzugsgebieten waren in den vier Klimaszenarien vergleichbar. Das IPSL85-Szenario weist unter den Klimaszenarien etwas größere N-Verluste auf als der Referenzzeitraum. Daher wird im Folgenden dieses Zukunftsszenario IPSL85 dargestellt und beschrieben (alle Ergebnisse finden sich jedoch im Ergänzungsmaterial 4).

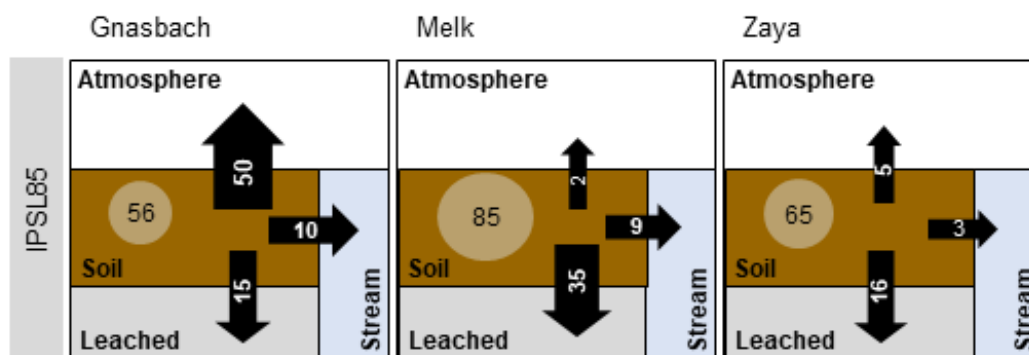


Abb 8.

Zusammenfassende Darstellung des durchschnittlichen jährlichen N-Transports (kg/ha) vom Ackerland in die Atmosphäre, in die Flüsse und in die Auswaschung in jedem der drei Einzugsgebiete unter Berücksichtigung des Klimaszenarios IPSL85

Im Gnasbach-Einzugsgebiet führen die zunehmenden Niederschläge in allen Zukunftsszenarien dazu, dass der dominierende Pfad für den N-Verlust weiterhin die gasförmigen Emissionen in die Atmosphäre ist, mit zukünftigen durchschnittlichen jährlichen Zunahmen von 4 kg N ha^{-1} . Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Denitrifikation hängt vom Verhältnis zwischen dem tatsächlichen Bodenwassergehalt und der Feldkapazität der Bodenart ab (Wang et al., 2021). Die zukünftigen Ertragssteigerungen in den Gruppen CORN, OELK, WWHT und SOYB senken den mineralischen N im Boden im Vergleich zur Referenz um etwa die Hälfte.

Im Melk-Einzugsgebiet bleibt der dominante Pfad des N-Verlustes in der Zukunft die N-Auswaschung. Aufgrund der Zunahme der jährlichen Niederschläge nimmt die Auswaschung um einen durchschnittlichen Jahreswert von 6 kg N ha^{-1} zu. Der durchschnittliche jährliche NO_3^- -N-Transport in die Oberflächengewässer (Lateralen- und Oberflächenabfluss) nimmt ebenfalls leicht zu.

Im Zaya-Einzugsgebiet wachsen die Kulturpflanzen im IPSL85-Szenario aufgrund der höheren Jahresniederschläge besser, so dass die N-Aufnahme höher und das N-Auswaschungspotenzial geringer ist. Auch der mineralische N-Pool wird stark reduziert.

Tabelle 2. Hauptkulturengruppen mit durchschnittlichen jährlichen N-Verlusten, simuliert pro Einzugsgebiet mit dem Szenario IPSL85

	Inputs (kg ha ⁻¹)			Outputs (kg ha ⁻¹)					
	SWAT crop group	Total N fertilizer (organic N)	N in precip.	Soil mineral N (NO ₃ ⁻ -N + NH ₄ ⁺ -N)	N gas (N ₂ O + N ₂)	organic N into stream	NO ₃ ⁻ -N surface runoff	NO ₃ ⁻ -N lateral flow	NO ₃ ⁻ -N leached
Zaya	ALFA	13 (8)	3.0	18.3	5.3	0.30	0.08	1.3	20.1
	CORN	145 (39)	3.1	133.2	6.6	2.3	0.10	2.2	17.9
	BARL	97 (5)	3.1	97.9	7.6	0.74	0.10	2.5	19.5
	FESE	51 (10)	3.4	57.2	5.2	0.51	0.07	1.1	17.2
	GRAP	17 (5)	1.9	7.2	9.2	2.8	0.04	2.3	33.1
	SGBT	114 (5)	2.9	70.4	5.5	2.8	0.14	1.7	14.1
	SOYB	34 (5)	2.3	90.3	5.8	2.5	0.06	1.7	17.1
	SUNF	53 (5)	2.8	28.1	2.7	2.2	0.04	0.89	7.6
	WWHT	144 (5)	2.8	59.9	1.5	0.33	0.06	0.88	4.3
Melk	ALFA	38 (36)	10.8	46.8	0.6	0.92	1.2	3.3	27.8
	CORN	170 (102)	9.5	153.6	2.1	7.1	0.71	6.7	42.8
	FESE	87 (10)	10.7	71.4	1.2	0.52	1.3	4.5	35.3
	SOYB	33 (5)	9.5	97.7	2.3	8.1	0.72	7.2	54.3
	WWHT	135 (5)	9.6	52.4	1.4	1.3	0.75	2.2	16.8
Gnasbach	CORN	198 (122)	14.1	164.9	61.9	12.6	0.79	2.6	14.7
	FESE	74 (2)	14.4	65.4	18.3	1.8	1.4	1.8	16.4
	GRAP	17 (4)	13.4	6.8	32.3	9.6	1.1	1.9	15.8
	GRSG	158 (7)	14.3	34.7	79.8	10.0	0.67	3.1	12.0
	OELK	92 (5)	14.2	23.1	56.1	5.3	1.1	1.8	7.4
	ORCD	77 (4)	13.0	12.4	69.4	0.13	1.5	3.5	30.7
	SOYB	32 (5)	14.1	91.4	57.5	11.3	1.0	3.0	16.8
	WWHT	131 (6)	14.0	45.6	25.8	3.1	1.0	1.2	6.0

4.4 Vergleich von MONERIS mit SWAT-Ergebnissen für 3 Einzugsgebiete (WP4, Meilenstein M4.3)

4.4.1 Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) berechnet aus den SWAT-Ergebnissen

Die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) wird als das Verhältnis von N-Output in Ernteprodukten zum N-Input in einem System definiert (Oenema et al., 2015).

Aus den SWAT-Ergebnissen wurde die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) für die Kulturen in jedem der drei Einzugsgebiete für den Referenzzeitraum und für die zukünftigen Zeiträume anhand der folgenden Gleichung berechnet:

$$NUE = 100\% \cdot \frac{total-N_{fertilizer} + NO_3^- - N_{rainfall} + NO_3^- - N_{fixed}}{total-N_{yield}}$$

wobei NUE die Stickstoffnutzungseffizienz in Prozent ist, „total-N fertilizer“ die durchschnittliche jährliche Gesamtmenge an Stickstoff (N) ist, die über das gesamte Einzugsgebiet als Dünger ausgebracht wird (in kg ha^{-1}), „ NO_3^- -N rainfall“ die durchschnittliche jährliche NO_3^- -N-Fracht ist, die im Einzugsgebiet durch atmosphärische Nassdeposition abgelagert wird (in kg ha^{-1}), „ NO_3^- -N Fixed“ die durchschnittliche jährliche Menge an Nitratstickstoff ist, die durch N-Fixierung hinzugefügt wurde (in kg ha^{-1}), und „total N yield“ die durchschnittliche jährliche Menge an Stickstoff ist, die dem System mit dem Ernteertrag entzogen wurde.

Die Kulturen in den Einzugsgebieten Gnasbach und Melk weisen durchschnittliche NUE-Werte auf, die innerhalb der empfohlenen Grenzen zwischen 50% und 90% liegen, während das Einzugsgebiet Zaya NUE-Werte von über 90% aufweist (Abbildung 9a). Die zwischen den Einzugsgebieten berechneten NUE-Unterschiede sind größtenteils auf die unterschiedlichen durchschnittlichen Mengen an N-Input (als atmosphärische N-Deposition und als ausgebrachte Düngemittel) zurückzuführen. Die durchschnittliche N-Düngermenge für die Kulturen in der Melk ist mit 110 kg ha^{-1} (Hauptkulturen Winterweizen, Mais und Weide) am höchsten, dann folgt Gnasbach mit 100 kg ha^{-1} (Hauptkulturen Mais, Winterweizen, Obstgarten und Weide) und in der Zaya sind es 84 kg ha^{-1} (Hauptkulturen Winterweizen, Gerste, Zuckerrüben und Mais).

Es sind nur geringe Unterschiede in den NUE-Ergebnissen zwischen den Referenz- und den Zukunftsperioden (d. h. mit Klimawandel) zu erkennen (helle und dunkle Schattierung der Symbole in Abbildung 9a). Die zwischen diesen beiden Zeiträumen berechneten NUE-Unterschiede sind ausschließlich auf den Ernteerträgen zurückzuführen (verursacht durch die sich ändernden Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse), da die N-Einträge gleichgeblieben sind.

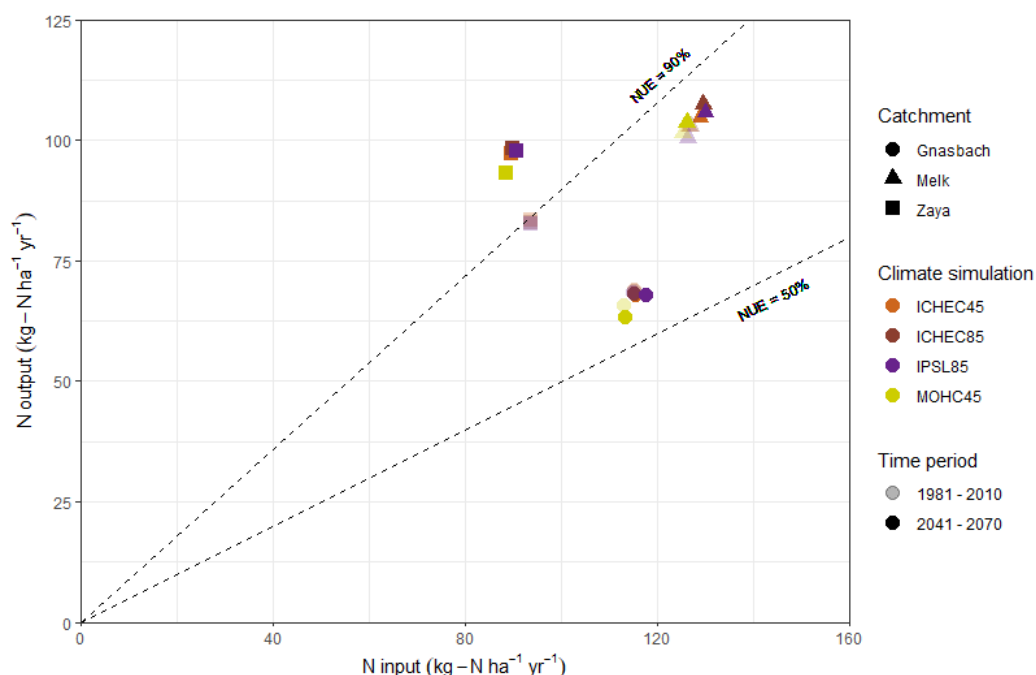


Abb 9a. Die für jedes Einzugsgebiet berechnete Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) in der jeweilige Referenzzeitraum (1981-2010) sowie der Zeitraum mit den vier Klimawandelszenarien 2041-2070

4.4.2 Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) im Vergleich zu MONERIS-Ergebnissen

Die drei Fallstudieneinzugsgebiete in SWAT wurden mit den NUE-Ergebnissen aus den mit MONERIS berechneten Anbauflächen der Produktionsgebiete verglichen (Abbildung 9b). Das Melk-Einzugsgebiet liegt im Produktionsgebiet "Alpenvorland", der N-Eintrag in diesem Produktionsgebiet liegt konstant bei etwa 175 kg ha^{-1} und die NUE liegt zwischen 50% und 65% (je nach untersuchtem Jahr). Das Zaya-Einzugsgebiet liegt im Produktionsgebiet "Nordöstliches Flach- und Hügelland", wo der N-Eintrag zwischen 120 und 125 kg ha^{-1} liegt, mit einer NUE zwischen 50% und 90% (je nach Untersuchungsjahr). Das Einzugsgebiet des Gnasbachs liegt im Produktionsgebiet "Südöstliches Flach- und Hügelland" mit N-Einträgen von 130 bis 140 kg ha^{-1} und einer NUE von 40% bis 70%.

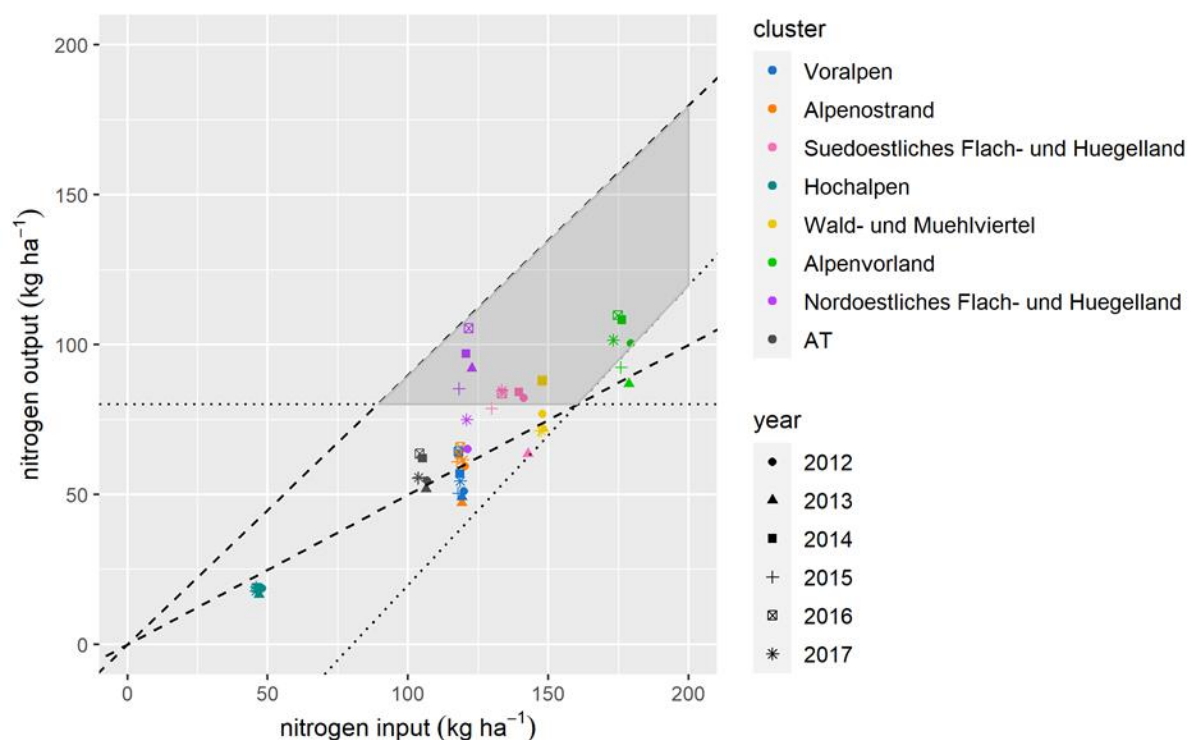


Abb. 9b NUE von Anbausystemen auf nationaler (AT) und regionaler Ebene (gestrichelte Linien: oberer und unterer Zielwert für NUE von 90 % und 50 %, diagonale gestrichelte Linie: gewünschter maximaler Überschuss von $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ landwirtschaftliche Fläche, horizontale gestrichelte Linie: gewünschte Mindestproduktivität von $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ landwirtschaftliche Fläche, dunkelgraue Fläche: wünschenswertester Bereich aller Parameter).

Die aus MONERIS und SWAT berechnete NUE verwendete dieselben harmonisierten Daten für den Düngereintrag, so dass in SWAT und MONERIS das Melk-Einzugsgebiet bzw. das Alpenvorland die höchsten N-Einträge aufweisen, während die Zaya und das Nordöstliche Flach- und Hügelland in SWAT bzw. MONERIS die niedrigsten N-Einträge haben. Der Gnasbach und das Südöstliche Flach- und Hügelland wiesen mittlere N-Einträge auf.

Die mit SWAT berechnete NUE für Gnasbach (NUE ca. 60%) war vergleichbar mit der von MONERIS simulierten NUE (40 bis 70%) für das Südöstliche Flach- und Hügelland. Die mit SWAT berechneten NUEs im Einzugsgebiet Melk wiesen jedoch

höhere Durchschnittswerte von ca. 80% auf, verglichen mit 50-65% für das Alpenvorland in MONERIS. Die mit SWAT berechnete NUE für Zaya war höher (>90%) als die NUE für das Nordöstliche Flach- und Hügelland (NUE 50 bis 90%). Die NUE-Unterschiede waren teilweise auf unterschiedliche Ernteerträge zurückzuführen, die im SWAT-Modell im Vergleich zu den Ernteertragsdaten in MONERIS simuliert wurden.

4.5.1 Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse für die SWAT-Inputs

Für die Inputs des SWAT-Modells wurde eine Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse durchgeführt. Die beiden Inputs, die zur simulierten Unsicherheit analysiert wurden, sind folgende: 1) die Parameterwerte, die für die Kalibrierung des SWAT-Modells gewählt wurden, und 2) die Klimasimulationen, die als tägliche Werte eingegeben wurden, um den hydrologischen Kreislauf zu steuern. Diese beiden Inputs wurden nacheinander auf ihren Beitrag zur Variabilität der simulierten Abfluss- und Stickstofffrachten getestet.

Die relativen Sensitivitäten (Abbildung 10) zeigen die Auswirkungen von zwei Inputfaktoren (die vier Klimasimulationen und die Werte der non-unique Parameter) auf die absoluten Sensitivitäten (oder Unsicherheiten) für die SWAT-Variablen Abfluss (obere Felder) und anorganischer N (untere Felder).

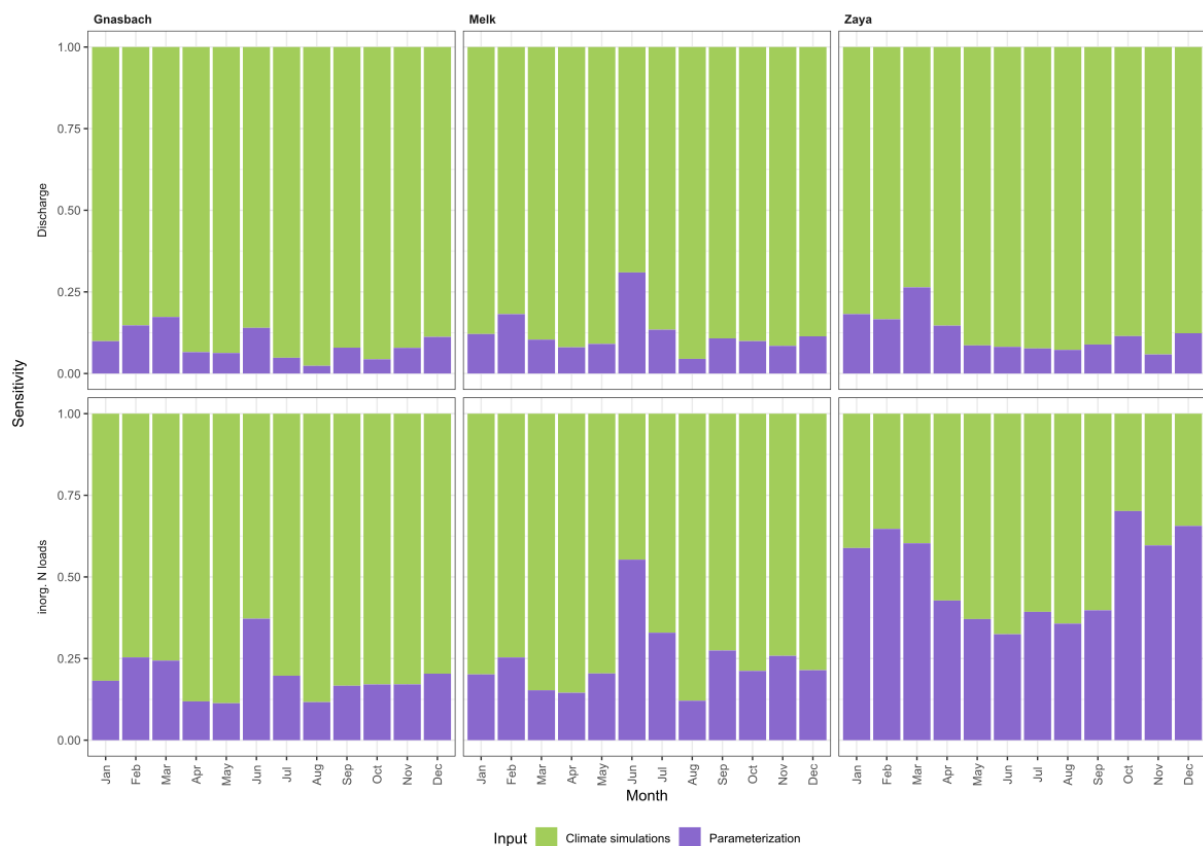


Abb 10. Die Ergebnisse des Abflusses (obere Felder) und des anorganischen Stickstoffs (untere Felder) aus den SWAT-Simulationen und ihre Empfindlichkeit gegenüber zwei Inputs, 1) Klimasimulationen (in grün) und 2) die Wahl der Parameterwerte (Parametrisierung) des Modells (in lila)

Es wurde festgestellt, dass die Klimasimulationen die größten Unterschiede in den von SWAT simulierten Abflüssen verursachten, d.h. kleine Änderungen der Klimawerte verursachten große Änderungen der Abflüsse und trugen somit zu einer größeren Unsicherheit in den simulierten monatlichen Abflüssen bei als die Wahl der Modellparameterwerte. Die Klimaszenarien trugen zu 69-98% der Unsicherheit in den simulierten monatlichen Abflüssen bei.

Wie bei den Abflüssen tragen die Klimasimulationen am meisten zur Unsicherheit der anorganischen N-Fracht in jedem Monat bei (30-89 %). Wenn die jeweiligen Klimaszenarien zu ähnlichen monatlichen simulierten anorganischen N-Frachten führten, dann wurde festgestellt, dass die Wahl der Parameterwerte zu einer höheren Unsicherheit beiträgt, z. B. in Zaya im Monat Oktober (70 %). Insgesamt trägt die Parametrisierung des SWAT-Modells zu einer größeren Unsicherheit bei der Simulation von N als von Abfluss bei. Nur eine Handvoll Parameter kann angepasst werden, um die N-Flüsse zu steuern, und diese haben proportional einen größeren Einfluss auf die Simulation der N-Mengen, während ein Dutzend Parameter für den Abfluss verantwortlich sind.

Der dominante Beitrag der Klimaszenarien zur Unsicherheit bei der Simulation von landwirtschaftlichen Einzugsgebieten in Österreich mit SWAT wird auch durch eine frühere Studie bestätigt (Schürz et al., 2019). Die Variabilität zwischen den GCM-RCM-Kombinationen, getrieben durch RCP-Szenarien, verursacht einen Großteil der Unsicherheit, ebenso wie die Wechselwirkung der Klimasimulationen mit weiteren Modelleingaben (z.B. Bodendaten).

4.5.2 Vergleich von MONERIS- mit SWAT-Simulationen für anorganischen N im Referenzzeitraum

Ein Vergleich ausgewählter anorganischer N-Variablen (NO_3^- -N und NH_4^+ -N), die durch Oberflächenwasser und Grundwasser Abfluss in den Modellen MONERIS und SWAT transportiert werden, wurde für den Zeitraum 2012-2016 durchgeführt; die Jahre, in denen die Modelle einen überlappenden Simulationszeitraum hatten. Die anorganischen N-Frachten aus MONERIS stammten aus entsprechenden Teileinzugsgebieten in den drei Produktionsregionen "Nordöstliches Flach- und Hügelland", "Alpenvorland" und "Südöstliches Flach- und Hügelland", in denen sich die Einzugsgebiete Zaya, Melk und Gnasbach befinden. Die anorganischen N-Frachten aus SWAT stammen aus Simulationen des jeweiligen Einzugsgebiets Zaya, Melk und Gnasbach.

Während dieses Zeitraums wurde für jedes Jahr ein Ensemble von SWAT-Simulationen untersucht, die die statistischen Anforderungen an eine gute Leistung erfüllten (d. h. die non-unique Simulationen, die sich auf alle Parametersätze beziehen, die ein akzeptables objektives Kriterium erfüllten; Tabelle SM4.3). Diese stellen die Parameterunsicherheit im SWAT-Modell dar und sind in Abbildung 11 als blaue Balken dargestellt. Die von MONERIS simulierten jährlichen N-Werten sind in Abbildung 11 als ein Wert (braune Linie) dargestellt.

Beide Modelle simulieren jährliche anorganische N-Frachten, die im Grundwasser um ein Vielfaches höher sind als im Oberflächengewässer. Je nach Einzugsgebiet zeigen die jährlichen anorganischen N-Frachten im Grundwasser Werte von $0,6 \text{ kg ha}^{-1}$ bis $21,4 \text{ kg ha}^{-1}$. Die von MONERIS und SWAT simulierte N-Frachten im Oberflächenwasser sind für die Einzugsgebiete Gnasbach und Zaya sehr gut vergleichbar, wobei MONERIS tendenziell niedrigere N-Frachten als SWAT simuliert, insbesondere in der Melk (fast keine Überschneidung der N-Frachten). Bei den simulierten anorganischen N-Frachten in Oberflächengewässern zeigen die Ergebnisse Werte von 0 bis $3,6 \text{ kg ha}^{-1}$. Auch im Einzugsgebiet der Zaya sind die jährlichen anorganischen N-Frachten sehr ähnlich, auch weil beide Modelle geringe N-Werte simulieren. Im Einzugsgebiet des Gnasbachs simuliert MONERIS niedrigere anorganische N-Frachten als SWAT, während im Einzugsgebiet der Melk die MONERIS und SWAT simulierten N-Frachten weitgehend übereinstimmen.

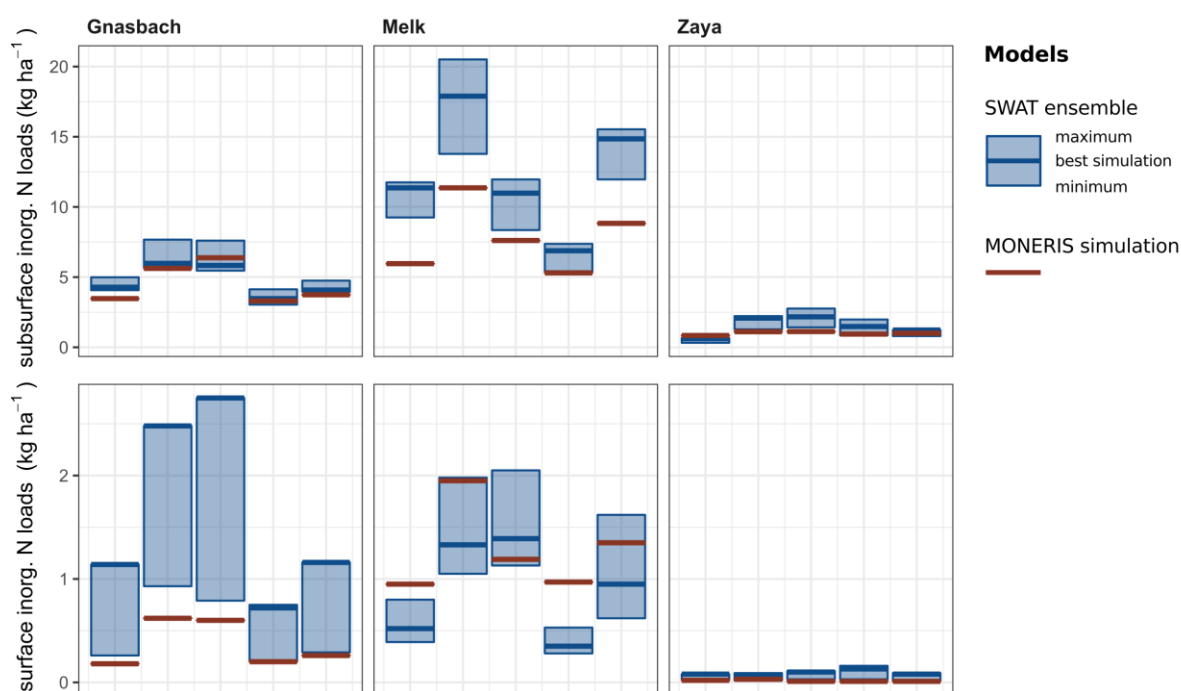


Abb 11. Vergleich der N-Outputs von MONERIS und SWAT für die Einzugsgebiete Gnasbach, Melk und Zaya, jeweils für die anorganische N-Fracht im Grundwasser (obere Felder) und im Oberflächengewässer (untere Felder) für den Zeitraum 2012-2016 (jeder Balken bzw. jede Linie steht für ein Jahr)

4.5.3 Vergleich von MONERIS mit SWAT für anorganischen N in der zukünftigen Periode)

Für die vier Klimasimulationen für den Zeitraum 2041-2070 wurde der Vergleich zwischen den von MONERIS und SWAT simulierten anorganischen N-Frachten durchgeführt. Für jede Simulation wurde ein Durchschnittswert für die anorganische N-Fracht aus MONERIS mit allen jährlichen SWAT-Werten verglichen, die für den Zeitraum 2041-2071 mit dem non-unique Parametersätzen für jedes der drei Einzugsgebiete simuliert wurden.

Die zukünftigen simulierten durchschnittlichen anorganischen N-Frachten aus MONERIS stimmten gut mit der besten SWAT-Simulation überein (rote und dunkel blaue Linien in Abbildung 12). Für alle drei Einzugsgebiete stimmten die beiden Modellsimulationen für anorganischen N durchweg gut überein, wobei die Unterschiede für anorganischen N-Werte im Grundwasser im Bereich von $\pm 3 \text{ kg ha}^{-1}$ lagen. In den Einzugsgebieten Zaya und Gnasbach wiesen oberflächlichen anorganischen N-Werte Unterschiede von weniger als $-0,8 \text{ kg ha}^{-1}$ auf. Das Einzugsgebiet Melk wies Unterschiede von $+0,3$ bis $-0,03 \text{ kg ha}^{-1}$ auf. Im Allgemeinen tendierte MONERIS dazu, niedrigere Werte als SWAT zu simulieren.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Vergleichbarkeit zwischen den MONERIS-Simulationen und den besten SWAT-Simulationen für die anorganische N-Fracht für die zukünftige Klimaperiode (2041-2070) sowohl für die Oberflächengewässer als auch für das Grundwasser als sehr gut angesehen werden kann.

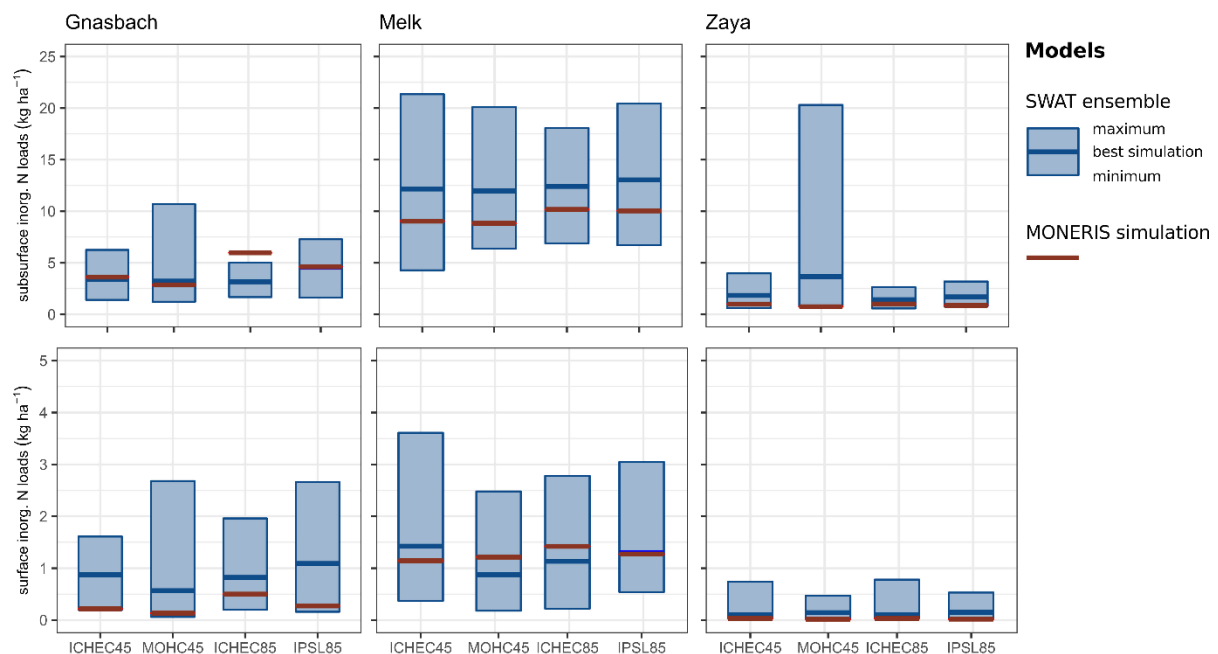


Abb 12. Vergleich der N-Outputs von MONERIS und SWAT für die drei Einzugsgebiete Gnasbach, Melk und Zaya, jeweils für die anorganische N-Fracht im Grundwasser (obere Felder) und im Oberflächengewässer (untere Felder) für den zukünftigen Zeitraum.

4.7 Ergebnisse der Stickstoffverluste durch Landnutzungsänderungen mit dem EPIC-Modell

Die Änderungen der Ernteerträge sowie der N-Emissionen, einschließlich Ammoniakverflüchtigung, Lachgas, Auswaschung in ober- und unterirdischen Abflüssen sowie Versickerung wurden analysiert. Wir vergleichen i) die (räumliche) Verteilung und die relativen Veränderungen zwischen den historischen (1981-2010) und den zukünftigen (2041-2070) Zeiträumen sowie zwischen den vier betrachteten Klimaszenarien, ii) die (räumliche) Verteilung und die relativen Veränderungen zwischen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung mit konventioneller Bodenbearbeitung, reduzierter Bodenbearbeitung und

Deckfrüchten sowie mit und ohne Bewässerung und iii) die (räumliche) Verteilung und die relativen Veränderungen zwischen den Referenzdüngungsniveaus und zwei Düngemanagementszenarien, darunter eine einheitliche Mineraldüngerreduzierung um 20% (Fert20) und ein Szenario, das kombinierte Düngereinschränkungen umfasst (FertCombi).

4.7.1 Auswirkungen des Klimawandels auf die N-Emissionen im Referenzzeitraum (1981 - 2010) und im Zukunftszeitraum (2041 - 2070)

Beim Vergleich der Stickstoffverluste von Ammoniak, Nitrat und Lachgas unter der Referenzdüngung im zukünftigen Zeitraum (2041 - 2070) werden die höchsten mittleren N-Emissionen pro Hektar auf Intensivgrünland unter dem Klimamodellszenario IPSL85 festgestellt. Dies gilt für alle fünf bewerteten Stickstoffemissionspfade: Verdampfung ($31,3 \text{ kg ha}^{-1}$), Lachgasverlust ($2,1 \text{ kg ha}^{-1}$), Nitrat im Oberflächenabfluss ($44,7 \text{ kg ha}^{-1}$) und im Untergrundabfluss ($11,3 \text{ kg ha}^{-1}$) sowie Versickerung ($196,1 \text{ kg ha}^{-1}$). Allerdings weisen Ackerflächen mit und ohne Bewässerung in diesem Klimamodellszenario auch die geringsten mittleren Stickstoffverluste durch Verdampfung ($14,7 \text{ kg ha}^{-1}$), Lachgas ($0,4 \text{ kg ha}^{-1}$) und Versickerung (46 kg ha^{-1}) auf. Die Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss (extensives Grünland: $12,2 \text{ kg ha}^{-1}$) sowie durch Grundwasserabfluss (Ackerland: $1,3 \text{ kg ha}^{-1}$) sind unter MOHC45 am geringsten.

Vergleicht man die relativen Veränderungen der mittleren Stickstoffemissionen zwischen dem historischen Zeitraum (1981 - 2010) und dem zukünftigen Zeitraum (2041 - 2070) der vier bewerteten Klimamodellszenarien, so zeigen sich die größten relativen Reduktionen bei den Lachgasemissionen auf bewässertem und unbewässertem Ackerland. Die mittleren Emissionen zeigen eine relative Veränderung von etwa -0,45 über alle Klimamodellszenarien hinweg. Die relativen Reduktionen sind in den Regionen "Hochalpen" sowie "Wald- und Mühlviertel" am größten. Große relative Reduktionen von Stickstoffverlusten durch Oberflächenabfluss (-0,45) und Lachgasemissionen (-0,29) werden auch für Intensivgrünland unter MOHC45 in allen landwirtschaftlichen Produktionsgebieten gezeigt. Die größten relativen Zunahmen werden für Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss auf Ackerflächen mit und ohne Bewässerung unter MOHC45 (0,54) und IPSL85 (0,81) mit den höchsten regionalen Zunahmen im nordöstlichen Flach- und Hügelland" gezeigt.

4.7.2 Auswirkungen des Klimawandels auf die Erträge für den Referenzzeitraum (1981 - 2010) und den Zukunftszeitraum (2041 - 2070)

Es wurden die mittleren Erträge der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen mit und ohne Bewässerung, auf Intensiv- und Extensivgrünland sowie auf Almen für den Szenariozeitraum (2041-2070) unter allen bewerteten Klimamodellszenarien analysiert. Die Erträge auf extensivem Grünland und Almen sowie für Gerste, Körnermais und Silomais (bewässert und unbewässert) sind unter dem Klimamodellszenario ICHEC45 am höchsten. Die vergleichsweise niedrigsten Erträge werden auf Almweiden und Intensivgrünland sowie für Gerste (bewässert und unbewässert) unter IPSL85 erreicht. Für Körnermais (bewässert und

unbewässert), Silomais (unbewässert), Sojabohnen (unbewässert) und Winterweizen (unbewässert) sind die Erträge unter MOHC45 am niedrigsten. Wenn bewässert, sind die mittleren Erträge für Sojabohnen und Winterweizen unter MOHC45 höher als unter IPSL85.

4.7.3 Auswirkungen der Bodenbewirtschaftungsmaßnahmen auf die N-Verluste unter dem Klimawandel

Die mittleren N-Emissionen über Verflüchtigung, Lachgasverluste, ober- und unterirdischen Abfluss sowie Versickerung werden unter Bodenbewirtschaftung mit konventioneller Bodenbearbeitung, reduzierter Bodenbearbeitung und Deckfrüchten analysiert. Sowohl die Stickstoffverdampfung als auch die Lachgasverluste sind bei allen Klimamodellszenarien bei der Anwendung von Deckfrüchten am höchsten, wobei der höchste Mittelwert pro Hektar für die Verdampfung ($15,8 \text{ kg ha}^{-1}$) bei dem nicht bewässerten ICHEC45-Klimamodellszenario erreicht wird. Der Stickstoffverlust durch Oberflächenabfluss, unterirdischen Abfluss und Versickerung ist bei konventioneller Bodenbearbeitung am höchsten. Der Oberflächenabfluss ($27,2 \text{ kg ha}^{-1}$) und der unterirdische Abfluss ($1,5 \text{ kg ha}^{-1}$) sind unter IPSL85 am höchsten, und die Versickerung ($47,5 \text{ kg ha}^{-1}$) ist unter MOHC45 am höchsten. Die niedrigsten durchschnittlichen Stickstoffverluste pro Hektar durch Verflüchtigung, Oberflächenabfluss und unterirdischen Abfluss sind bei reduzierter Bodenbearbeitung zu verzeichnen. Die Verdampfung ist bei IPSL85 und Nichtbewässerung am geringsten ($14,5 \text{ kg ha}^{-1}$), der Stickstoffverlust im Oberflächenabfluss ist bei ICHEC45 und Nichtbewässerung am geringsten ($15,7 \text{ kg ha}^{-1}$) und der Stickstoffverlust im unterirdischen Abfluss ist bei MOHC45 und Nichtbewässerung am geringsten ($1,2 \text{ kg ha}^{-1}$). Die geringsten Lachgasverluste pro Hektar ($0,43 \text{ kg ha}^{-1}$) werden unter IPSL85 und konventioneller Bodenbearbeitung festgestellt, während die Stickstoffverluste bei der Versickerung unter Verwendung von Deckfrüchten und MOHC45 am geringsten sind ($37,7 \text{ kg ha}^{-1}$).

4.7.4 Auswirkungen von Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf die Erträge unter dem Klimawandel

Die Haupterträge von Körnermais, Silomais, Sojabohnen und Winterweizen bei konventioneller Bodenbearbeitung, reduzierter Bodenbearbeitung und Deckfrüchten sind in allen Klimamodellszenarien bei Bewässerung und konventioneller Bodenbearbeitung am höchsten. Die mittleren Erträge für Gerste sind sowohl bei Bewässerung als auch beim Anbau von Deckfrüchten unter ICHEC45 ($5,22 \text{ Mg ha}^{-1}$) und IPSL85 am höchsten. Die mittleren Erträge sind bei reduzierter Bodenbearbeitung für Gerste, Silomais und Winterweizen sowie für Sojabohnen und Körnermais unter Verwendung von Deckfrüchten am niedrigsten. Die Erträge für Körnermais ($8,53 \text{ Mg ha}^{-1}$), Silomais ($15,8 \text{ Mg ha}^{-1}$) und Sojabohnen ($2,73 \text{ Mg ha}^{-1}$) sind unter ICHEC45 und Bewässerung am höchsten, während die mittleren Erträge für Winterweizen ($6,39 \text{ Mg ha}^{-1}$) unter ICHEC85 und Bewässerung am höchsten sind.

4.7.5 Änderungen der Erträge und N-Emissionen durch politische Szenarien mit Düngebeschränkungen und Klimamodellszenarien

Mit der Einführung der Politikszzenarien Fert20 und FertCombi zeigen die Modellergebnisse die größten Reduzierungen der Stickstoffverluste auf Ackerland für MOHC45 über alle Pfade hinweg, mit den größten relativen Änderungen für Stickstoffverluste im Oberflächenabfluss (-0,09) und Lachgasverluste (-0,1) unter dem Politikszzenario FertCombi. Die regionalen Reduzierungen der Lachgasverluste sind im nordöstlichen Flach- und Hügelland am höchsten. Die interregionalen Unterschiede bei der Verringerung der Stickstoffverluste im Oberflächenabfluss sind bei beiden Politikszzenarien gering.

Auf intensivem Grünland werden die höchsten relativen Reduzierungen der Stickstoffemissionen für die Verdampfung (-0,07) und den Lachgasverlust (-0,14) unter dem Klimamodellszenario MOHC45 und dem Politikszzenario FertCombi erreicht.

Auf extensivem Grünland werden die höchsten relativen Reduzierungen der N-Emissionen beim unterirdischen Abfluss (-0,04) und beim Lachgasverlust (-0,02) unter MOHC45 und dem Politikszzenario FertCombi erreicht.

Die höchsten relativen Ertragssteigerungen zwischen den Politikszzenarien Fert20 und FertCombi werden bei der Kombination von Sojabohnen und Deckfrüchten im Vergleich zur Referenzdüngung erreicht. Die höchsten relativen Ertragseinbußen sind bei Winterweizen mit reduzierter Bodenbearbeitung zu verzeichnen.

4.8 Materialflussanalyse (MFA) von N für den Referenzzeitraum

Die Ergebnisse der MFA werden in einer Publikation veröffentlicht. Einzelheiten zu den Ergebnissen finden Sie in der Supplemental Material 5.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die vier Klimasimulationen, die in NitroClim.AT ausgewählt wurden, repräsentieren den Zeitraum 2041-2070 und decken ein breites Spektrum möglicher Auswirkungen auf die N-Emissionen ab. Zwei Simulationen stellten RCP4.5 und zwei RCP8.5 dar. Vergleicht man den zukünftigen Zeitraum mit dem Referenzzeitraum (1981-2010), so zeigt sich, dass die beiden RCP8.5-Szenarien den größten Temperaturanstieg aufweisen; die mit ICHEC85 simulierten mittleren Minimal- und Maximaltemperaturen steigen um 0,4°C, während die Simulationen mit IPSL85 einen noch größeren Anstieg von 0,6°C für Österreich zeigen. Alle Szenarien, mit Ausnahme von MOHC45, zeigen einen Anstieg des mittleren Jahresniederschlags für den zukünftigen Zeitraum, wobei der größte Anstieg (+152 mm) bei IPSL85 zu verzeichnen ist. In MOHC45 ist der mittlere Jahresniederschlag unter allen vier Simulationen für beide Zeiträume am niedrigsten. In diesem Szenario ist der mittlere Jahresniederschlag in der Zukunft rückläufig (-9 mm).

Das breite Spektrum an Klimaveränderungen, das durch die vier Klimasimulationen abgedeckt wird, die als Eingangsdaten für die biophysikalischen Nährstoff-Modelle (EPIC, SWAT, MONERIS) verwendet wurden, spiegelt sich in den unterschiedlichen Mengen an Abflusserträgen und N-Emissionen wieder, die in jedem der Szenarien durch das jeweilige Modell simuliert wurden.

Reaktiver Stickstoff (Nr) in der Umwelt stammt hauptsächlich aus der intensiven Landwirtschaft, die auch hauptsächlich für hohe N-Düngereinträge verantwortlich ist. Einige Regionen in Österreich haben größere N-Überschüsse als andere Regionen. Daher wurden in NitroClim.AT verschiedene Skalen untersucht. Das Nährstoffmodell MONERIS untersuchte die nationale Skala mit einem Fokus auf die sieben Hauptproduktionsgebiete in Österreich.

Die Ergebnisse der MONERIS-Simulationen der N-Emissionen in die Oberflächengewässer für alle österreichischen Einzugsgebiete im Zeitraum 2012 bis 2017 zeigen, dass der dominierende Pfad für N-Einträge die Exfiltration aus dem Grundwasser ist, die 60% aller N-Einträge ausmacht. Dies wiederum deutet auf eine hohe N-Auswaschung aus den Böden in das Grundwasser hin. Die zweithöchsten N-Einträge in Oberflächengewässer erfolgen über gereinigte Abwässer aus Kläranlagen und über Oberflächenabfluss, die jeweils etwa 14% der gesamten N-Einträge ausmachen. Die N-Einträge über den Mischwasserüberlauf und das Regenwasser machen 5% aus. Alle anderen Eintragspfade weisen Beiträge von weniger als 5% auf, mit den geringsten Werten von 0,1% für Straßen außerhalb von Siedlungen und 1 % aus industriellen Einleitungen.

Die Auswirkung der Klimasimulationen auf das MONERIS-Modell zeigte, dass die N-Menge über die Exfiltration aus dem Grundwasser in Österreich bei allen Szenarien abnimmt, mit Ausnahme des ICHEC85-Szenarios, das einen Anstieg von 1,5 % aufweist. Dieser Anstieg steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit dem großräumigen Anstieg des Abflusses, der durch die allgemeine Zunahme der

Niederschläge im ICHEC85-Szenario im Vergleich zum Referenzszenario verursacht wird. Dies erklärt auch den erhöhten N-Eintrag über den Oberflächenabfluss um 7,5% für das ICHEC85-Szenario. Auch das Klimaszenario ICHEC45 führt insgesamt zu einem Anstieg der N-Einträge über den Oberflächenabfluss um 2,8%. Insgesamt sind die N-Einträge über den Oberflächenabfluss bei IPSL85 und MOHC45 im Vergleich zum Referenzzeitraum um 6,1% bzw. 3,7% geringer. Die geringeren N-Einträge über den Oberflächenabfluss sind in erster Linie auf räumliche Veränderungen der Niederschläge zurückzuführen, kombiniert mit einem veränderten potenziellen räumlich verteilten N-Transport über den Oberflächenabfluss.

Auf der Ebene des Einzugsgebiets wurde ein räumlich explizites und physikalisch basiertes hydrologisches Modell verwendet. Drei Fallstudieneinzugsgebieten aus drei verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionsregionen, in denen das N-Management eine Herausforderung darstellt, wurden ausgewählt. Es wurde jeweils ein Abschnitt der folgenden drei Flusseinzugsgebiete mit dem SWAT-Modell erstellt: Melk, Untere Mur und der östlichste Teil der Donau in Österreich. Konkret wurden die drei Einzugsgebiete Zaya, Melk und Gnasbach ausgewählt, die jeweils den landwirtschaftlichen Produktionsregionen "Nordöstliches Flach- und Hügelland", "Alpenvorland" bzw. "Südöstliches Flach- und Hügelland" repräsentieren.

Auf der Ebene des Einzugsgebiets zeigen die Ergebnisse der SWAT-Simulationen für den Referenzzeitraum (1981-2010), dass die meisten N-Verluste aus den einzelnen Kulturen im Zaya auf die Auswaschung von N zurückzuführen sind. Die Kulturen mit dem höchsten N-Düngereintrag haben nicht unbedingt die größten Verluste durch Auswaschung. In dem Einzugsgebiet Gnasbach erfolgte der Haupttransportweg von N als Gasverlust in die Atmosphäre.

Die SWAT-Ergebnisse mit den vier zukünftigen Klimaszenarien zeigten große Unterschiede in Oberflächenabflüssen und anorganischen N-Frachten zwischen den Szenarien. Für Gnasbach und Melk zeigt das Szenario IPSL85 insgesamt eine Zunahme des Abflusses und des anorganischen N, außer im März. Die anderen Szenarien weisen geringere Veränderungen auf und zeigen mehr Monate mit einer Abnahme des Abflusses und des Stickstoffs. Im Einzugsgebiet der Zaya zeigen alle Klimaszenarien eine kleine Zunahme des Abflusses, um bis zu 5 mm. Die anorganischen N-Frachten in den Flüssen sind insgesamt das ganze Jahr über niedriger, insbesondere im Februar.

Eine Analyse der Kulturarten zeigten für die Einzugsgebiete von Zaya und Melk, dass der vorherrschende Transportpfad der N-Verluste unter Klimawandel die Auswaschung ist. Für Gnasbach war es der gasförmige N-Verlust in die Atmosphäre.

Für die SWAT-Simulationen wurde eine Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse durchgeführt, um den Beitrag der Unsicherheit aus den Klimasimulationen und der Parametrisierung des Modells zu den simulierten Abflüssen und N-Frachten zu bestimmen. Die simulierten Abflüsse und anorganischen N-Frachten in allen

Einzugsgebieten zeigten, dass der dominierende Beitrag der Unsicherheit von den Klimasimulationen stammt, insbesondere für die Abflüsse (bis zu 98%), während die Parametrisierung von SWAT eine wichtigere Rolle für die Simulation der N-Frachten spielt als für die Abflüsse. Die Wahl der N-Parameterwerte trug zu 11-70% der Empfindlichkeit der simulierten N-Frachten bei.

Ein Vergleich der von MONERIS und SWAT simulierten anorganischen N-Frachten wurde in den Fallstudieneinzugsgebieten Gnasbach, Malk und Zaya durchgeführt, um die durch die Modellstruktur bedingte Unsicherheit zu bewerten. Die Ergebnisse der MONERIS- und SWAT-Modelle für die anorganischen N-Frachten in Oberflächengewässern und im Grundwasser sind ähnlich. Im Zeitraum 1981-2010 sind die Unterschiede in den durchschnittlichen jährlichen anorganischen N-Frachten zwischen den Modellen an der Zaya am geringsten (ca. $<1 \text{ kg ha}^{-1}$) und im Einzugsgebiet Melk am größten (bis zu 5 kg ha^{-1}).

Auch bei den zukünftigen Klimasimulationen (für den Zeitraum 2041-2070) stimmen die durchschnittlichen simulierten anorganischen N-Frachten der beiden Modelle MONERIS und SWAT in allen drei Einzugsgebieten gut überein. Sowohl in den Oberflächengewässern als auch in den unterirdischen Gewässern wurden ähnliche durchschnittliche anorganische N-Frachten simuliert. Die Unterschiede in allen Einzugsgebieten zwischen der durchschnittlichen MONERIS-Simulation und der besten SWAT-Simulation für die unterirdischen anorganischen N-Frachten betragen $\pm 3 \text{ kg ha}^{-1}$. Für den Oberflächenabfluss lagen die Unterschiede bei $+0,3$ bis $-0,03 \text{ kg ha}^{-1}$, wobei die Einzugsgebiete Gnasbach und Zaya sehr geringe Unterschiede von weniger als $-0,08 \text{ kg ha}^{-1}$ aufwiesen.

Um die Gründe für die Modell Unterschiede im Detail zu erklären, muss eine gründlichere Analyse der Modellstrukturen vorgenommen werden. So ist beispielsweise ungewiss, ob die MONERIS- und SWAT-Simulationen in trockeneren Regionen (wie der pannonischen Region, in der sich die Zaya befindet) besser harmonisieren, oder ob die Unterschiede auf den Modellaufbau (z. B. die Wahl der Parameter in SWAT), auf die Eingabedaten und die Auflösung (z. B. die N-Eingaben) oder auf die Modellstruktur (d. h. das Pflanzenwachstumsmodul in SWAT) zurückzuführen sind. Insgesamt war die Leistung des SWAT-Modells in Melk die schlechteste der drei Fallstudieneinzugsgebiete. Diese Diskrepanz bei den simulierten N-Frachten im Vergleich zu MONERIS kann auf die schlechtere Leistung des SWAT-Modells im Melk-Einzugsgebiet zurückzuführen sein. Trotz aller Unterschiede sind die von MONERIS und SWAT simulierten anorganischen N-Frachten in Oberflächen- und Grundwasser insgesamt vergleichbar.

Die durchschnittliche Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) für die drei Einzugsgebiete mit SWAT und die jeweilige Produktionsregion mit MONERIS wurden verglichen. Die für Gnasbach mit SWAT berechnete NUE (von ca. 60%) passte mit der von MONERIS simulierten NUE (40 bis 70%) für das Südöstliche Flach- und Hügelland zusammen. Die aus SWAT berechnete NUE im Einzugsgebiet Melk wies jedoch höhere durchschnittliche NUEs von etwa 80% auf, verglichen mit 50-65% für das Alpenvorland in MONERIS. Und auch die mit SWAT berechnete NUE für Zaya war

höher (NUE >90%) als die NUE für das Nordöstliche Flach- und Hügelland (NUE zwischen 50 und 90%). Obwohl in beiden Modellen harmonisierte N-Dünger-Inputdaten verwendet wurden, waren die Unterschiede in den NUEs hauptsächlich auf folgende Faktoren zurückzuführen: unterschiedliche untersuchte Skalen und die unterschiedlichen Erträge, die in SWAT simuliert wurden, im Vergleich zu den für MONERIS verwendeten Ertrags-Inputdaten.

EPIC ist ein Modell, das viele biophysikalische Prozesse von Agrarökosystemen simuliert, einschließlich Ernteerträge und N-Emissionen, und das in Österreich mit einer 1 km-Auflösung angewandt wurde, um die Auswirkungen von Veränderungen des Klimas und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und Politik zu bewerten. Eine Verbesserung der EPIC-Modellierungsinfrastruktur wurde vorgenommen, indem eine kulturspezifische Definition der verwendeten Düngemitteltypen entsprechend dem regionalspezifischen Anteil an organischen und mineralischen Düngemitteln aufgenommen wurde. Die Modellierung mit EPIC war erfolgreich, da sie Daten mit einer räumlichen Auflösung von 1 km lieferte und gleichzeitig die Heterogenität des Düngemanagements in den österreichischen Regionen berücksichtigte. Die Ergebnisse ermöglichen einen Vergleich der Auswirkungen von Standort (d.h. Regionen), Bewirtschaftungsentscheidungen und -politiken (z.B. Bodenbewirtschaftung, Düngungsregime) sowie des Klimawandels. Sie sind ein zentraler Input für jede wirtschaftliche Bewertung im Rahmen einer integrierten Landnutzungsmodellierung.

Für ganz Österreich wurde eine Materialflussanalyse (MFA) mit einer detaillierten Analyse der Stickstoffflüsse in den regionalen Clustern auf Produktionsgebietsebene durchgeführt, die deutliche regionale Unterschiede hervorhebt. Die unterschiedlichen regionalen Gegebenheiten wirken sich auf den Umfang der regionalen Stickstoffmanagementstrategien und deren Effizienz aus, was bei der Bewertung des regionalen Stickstoffmanagements berücksichtigt werden sollte.

Die Bewertung der Wirksamkeit des Klimawandels, verschiedener politischer Maßnahmen und landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken in der Zukunft erfordert geeignete mathematische Modelle, die in der Lage sind, die räumliche und zeitliche Dynamik von Stickstoffsinken und -quellen in einem vielfältigen Umfeld von landwirtschaftlichen Systemen darzustellen. Die komplexen Verflechtungen zwischen den Triebkräften des Stickstoffeintrags, den Stickstoffprozessen im Boden, der Umwandlung und den Verlusten erfordern einen Rahmen, der auch Rückkopplungen auf verschiedenen Ebenen berücksichtigt. Ein IMF bietet ein solches Instrument, bei dem mehrere Modelle (gekoppelt oder ungekoppelt) angewandt werden können, um die Integration der verschiedenen Kenntnisse wie Prozesse, Messungen und Fachwissen in einen gemeinsamen Rahmen zu ermöglichen.

Durch die Anwendung einer integrierter Modellierungsrahmen (IMF) im NitroClim.AT-Projekt wurden mehrere Ziele erreicht. Unter Berücksichtigung einer Reihe von Szenarien des zukünftigen Klimawandels für den Zeitraum 2041 bis

2070 wurden die in Oberflächengewässer und in die Atmosphäre freigesetzten Stickstoffeinträge und die Effizienz der Stickstoffnutzung durch landwirtschaftliche Systeme auf nationaler, regionaler und Einzugsgebietsebene quantifiziert. Die Bewertung wurde für alle Produktionsgebiete in Österreich und detaillierter für drei Einzugsgebiete (jeweils in ein wichtiges Produktionsgebiet) durchgeführt. Darüber hinaus wurden die Ernteerträge und die Stickstoffbelastung auf der Grundlage zukünftiger politischer Maßnahmen und Stickstoffdüngermengen simuliert. Schließlich wurden die regionspezifischen Ergebnisse in eine allgemeine nationale N-Stoffstromanalyse (MFA) integriert.

Andere Zielgruppen, die relevante und interessante Schlussfolgerungen aus den Projektergebnissen ziehen können

Die endgültige überarbeitete Berechnung des N-Überschusses und ihre Ergebnisse wurden vom Umweltbundesamt Österreich für die Berechnung des N-Überschusses auf der Ebene der Grundwasserkörper in Österreich und von der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) als Eingangsdaten für Österreich für die Anwendung des MONERIS-Modells für das gesamte Donaeinzugsgebiet bei der Vorbereitung des neuen Bewirtschaftungsplans für das Donaeinzugsgebiet 2021 übernommen und verwendet.

Die Ergebnisse der bio-physikalischen und N-Verlust-Modelle von EPIC, SWAT und MONERIS können von anderen Forschern genutzt werden. Sie können entweder in Modellen oder anderen Methoden angewendet werden, um eine solide Grundlage für die Forschung zum Klimawandel in der Landwirtschaft zu schaffen.

Interessenvertreter und politische Entscheidungsträger können die Ergebnisse des NitroClim.AT-Projekts anwenden. Sie können die detaillierten, räumlich expliziten Schätzungen der Auswirkungen des Klimawandels und der Bewirtschaftungsmethoden auf die Ernteerträge und Stickstoffverluste in die Atmosphäre, den Boden und die Gewässer nutzen. Diese Ergebnisse unterstützen die Entwicklung von gezielten politischen Maßnahmen.

C) Projektdetails

6 Methodik

6.1 Modellierungsrahmen

NitroClim.AT hat einen innovativen integrierten Modellierungsrahmen (IMF) entwickelt, der etablierte quantitative Modelle miteinander verbindet. Das IMF besteht aus einem Fruchtfolgemodell (CropRota), einem biophysikalischen Prozessmodell (EPIC), einem ökonomischen Landnutzungsoptimierungsmodell (BiomAT) und zwei unabhängigen Nährstofftransportmodellen (MONERIS und SWAT), die die N-Flüsse in landwirtschaftlichen Produktionssystemen und die entsprechenden N-Verluste in Wasser, Boden und Atmosphäre simulieren. Abbildung 13 zeigt eine schematische Darstellung des IMF.

Für die integrierte Modellierung wählte das Projektkonsortium eine Reihe von vier Klimaszenarien und ein sozioökonomisches Szenario aus, um die Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Bodennutzung und eine Reihe spezieller politischer Szenarien zur Verringerung der Stickstoffemissionen zu schaffen. Die Klima- und sozio-ökonomischen Szenarien beschreiben einen zukünftigen Zeitraum von 2041 bis 2070. Sowohl die Auswahl der Klimaszenariodaten als auch die sozioökonomischen Rahmenbedingungen wurden in enger Zusammenarbeit mit dem Beirat und den erweiterten Stakeholder-Netzwerken der Projektpartner getroffen.

In allen Simulationen wurden sowohl ein Referenzzeitraum (1981-2010) als auch eine Reihe von Zukunftsszenarien berücksichtigt. Jedes der Modelle wurde überarbeitet und Schnittstellen wurden entwickelt, um die Ergebnisse eines Modells adäquat mit den Eingaben des nächsten benötigten Modells zu verbinden.

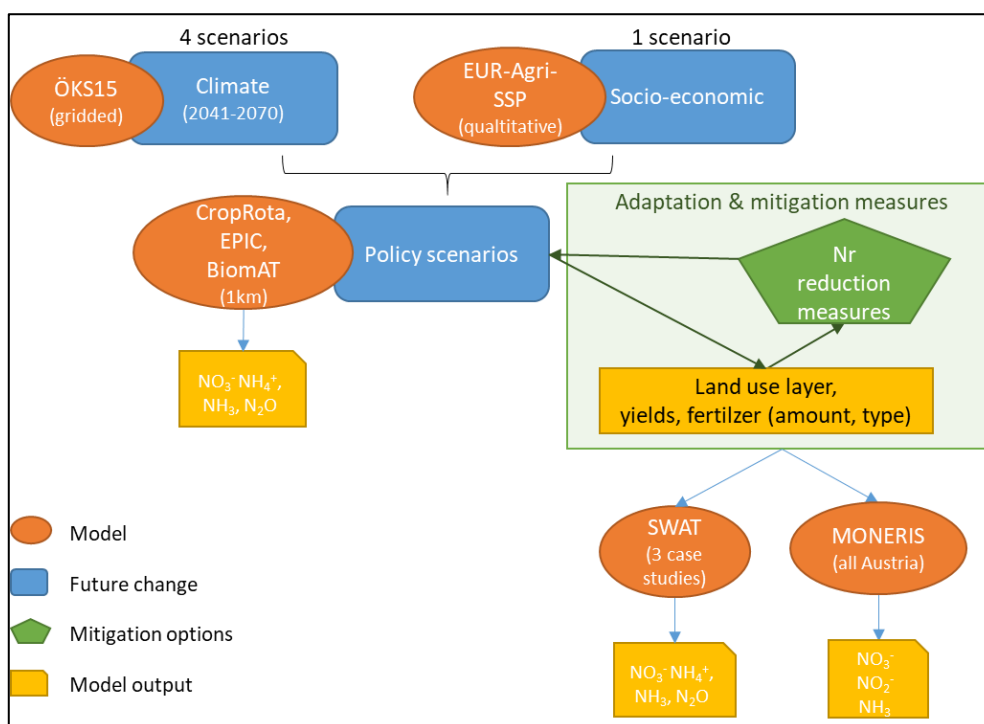


Abb 13. Ein Überblick über den verwendeten integrierten Modellierungsrahmen in NitroClim.AT

- 1) Das Modell MONERIS (MOdeling Nutrient Emissions into RIver Systems; Behrendt und Opitz, 1999) ist ein semi-empirisches und konzeptionelles Modell zur Berechnung von Nährstoffemissionen in Oberflächengewässer. Die aktuelle Version 2.14 basiert auf der österreichweiten Anwendung, die von Zessner et al. (2017) durchgeführt wurde. Das Modell berechnet die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer, den Rückhalt in den Fließgewässern und die daraus resultierenden Flussfrachten an den Ausläufen der Einzugsgebiete. Das Modell wurde für ganz Österreich erstellt.
- 2) Das ökohydrologische Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool; Arnold et al., 1998) ist ein kontinuierliches, prozessbasiertes, halbverteilttes Modell, das die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen (einschließlich landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken) auf den Abfluss von Fließgewässern, Stickstoffpools und Ernteerträge im täglichen Zeitschritt simulieren kann. Das SWAT-Modell wurde in 3 Fallstudieneinzugsgebieten in Österreich aufgesetzt.

Beide Modelle wurden zur Berechnung der Stickstoffemissionen für einen Referenzzeitraum und für die vier zukünftigen Klimaszenarien für den Zeitraum 2041 bis 2070 verwendet.

Die Datenharmonisierung zwischen den Modellen ist ein wichtiger Aspekt des IMF. Es wurde darauf geachtet, dass die Eingabedaten in den Modellen einheitlich verwendet werden. Beispielsweise werden die von der TU Wien berechneten Stickstoffüberschüsse als Feldmanagement-Inputs verwendet, um die Menge an Stickstoffdünger zu berechnen, die in den Modellen MONERIS und SWAT auf die einzelnen Kulturarten ausgebracht wird (wobei auch der Anteil an mineralischem und organischem Dünger, der auf die Kulturarten ausgebracht wird, berücksichtigt wird). Darüber hinaus wurde die Definition von Kulturgruppen in den Modellen EPIC und SWAT, wie z.B. extensives und intensives Weideland, diskutiert und die aktuelle Kategorisierung harmonisiert.

6.2 Simulationen des Klimawandels (WP2)

Aus dem ÖKS15-Datensatz, der aus der EURO-CORDEX-Datenbank für Österreich abgeleitet ist (Chimani et al. 2016), wurden vier verschiedene Klimawandelsimulationen ausgewählt und bias-korrigiert. Die Simulationen wurden so gewählt, dass sie sowohl trockene und feuchte als auch moderate und starke Temperaturerhöhungen repräsentieren. Zwei Simulationen, die durch den moderaten Repräsentativen Konzentrationspfad (RCP) 4.5 getrieben wurden, und zwei, die durch den höchsten Antrieb von RCP 8.5 getrieben wurden, mit einer täglichen zeitlichen Auflösung für einen mittelfristigen Zeithorizont von 2050 (2041-2070) bei einer Auflösung von 1 km wurden für die Modellierungsübungen verwendet. Die folgenden vier Klimasimulationen wurden für die Modellierungsübungen verwendet:

- MOHC-HadGEM2-ES_rcp45_r1i1p1_CLMcom-CCLM4-8-17
- IPSL-CM5A-MR_rcp85_r1i1p1_IPSL-INNERIS-WRF331F
- ICHEC-EC-EARTH_rcp45_r1i1p1_KNMI-RACMO22E
- ICHEC-EC-EARTH_rcp85_r1i1p1_KNMI-RACMO22E

6.3 Sozioökonomisches Szenario als Input für die Landnutzungsmodellierung (WP2)

Die zukünftigen landwirtschaftlichen Szenarien orientierten sich an den Eur-Agri-SSPs (Mitter et al., 2020). Die Eur-Agri-SSPs sind Storylines für den europäischen Agrar- und Ernährungssektor basierend auf der Shared Socio-economic Pathways (SSPs; O'Neill et al., 2017) und beschreiben wichtige Entwicklungen von Faktoren wie Agrarmärkten, Politiken oder Technologien in fünf kontrastierenden Erzählungen, die vollständig mit den globalen SSPs übereinstimmen.

Die Eur-Agri-SSPs wurden in einem partizipativen Prozess entwickelt (Mitter et al., 2019). Das Szenario Eur-Agri-SSP2 beschreibt eine Zukunft mit "moderaten Herausforderungen bei der Eindämmung des Klimawandels", die mit allen vier ausgewählten Klimaszenarien plausibel kombiniert werden kann. Das Szenario beschreibt eine Zukunft der "Landwirtschaft auf bewährten Pfaden" entlang der fünf Hauptthemen Bevölkerung und Urbanisierung, Wirtschaft, Politik und Institutionen, Technologie sowie Umwelt und natürliche Ressourcen. Das Eur-Agri-SSP2 wurde als Randbedingung für die politischen Szenarien gewählt. Politische Szenarien als Input für die Landnutzungsmodellierung (WP2).

Die Europäische Kommission hat einen ehrgeizigen politischen Prozess eingeleitet: den Green Deal, der Europa zum ersten klimaneutralen Kontinent machen soll (EC, 2022a). Es wurde eine Reihe von Strategien für Schlüsselsektoren eingeführt, die das Erreichen des Ziels bis 2050 unterstützen sollen. Eine davon ist die EU-Strategie "Vom Erzeuger zum Verbraucher" (F2F), die darauf abzielt, die Lebensmittelsysteme "fair, gesund und umweltfreundlich" zu gestalten (EK, 2022b). Es wurden wichtige quantitative und qualitative Ziele definiert. Eines davon besagt, dass die EU "darauf hinwirken wird, die Stickstoffverluste um mindestens 50 % zu verringern und gleichzeitig sicherzustellen, dass die Bodenfruchtbarkeit nicht beeinträchtigt wird" (EU, 2020). Folglich erwartet die EG eine Verringerung des Mineräldüngereinsatzes um mindestens 20 % bis 2030.

Auf der Grundlage dieser politischen Ziele werden zwei Szenarien umgesetzt, die Maßnahmen für einen angepassten Düngemiteleinsatz umfassen. Das erste Szenario (Fert20) sieht eine einheitliche Verringerung des Einsatzes von mineralischem N-Dünger um 20 % vor, während das zweite Szenario (FertCombi) mehrere Düngeeinschränkungen kombiniert: -20% Mineräldüngerausbringung, keine Düngung von mehr als 175 kg N ha⁻¹ auf Kulturen, außer auf Wechselgrünland (BMLFUW 2017), und keine Mineräldüngerausbringung auf Dauergrünland.

6.4 Berechnung der N-Überschüsse für Österreich für den Input des Düngemittels in den Modellen (WP4)

Ein wesentlicher Teil der ersten Schritte im Projekt bestand darin, sicherzustellen, dass die Modelle konsistente und aktuelle Daten verwenden. Daher wurden beträchtliche Ressourcen für die Verbesserung (und Überprüfung) der konsistenten Verwendung von Dünger-N-Eingangsdaten in den IMF-Modellen aufgewendet.

Ursprünglich plante das Team, bereits vorhandene N-Überschussdaten zu verwenden (Zessner et al., 2017). Zu Beginn der Projektdurchführung wurde jedoch deutlich, dass eine gründliche Überarbeitung der N-Berechnung erforderlich war, um erstens die Berechnung genauer zu machen und zweitens sowohl den

methodischen Ansatz anzupassen als auch die Ergebnisse für die Nutzung durch die drei am Projekt beteiligten Forschungsgruppen in der geeigneten Form bereitzustellen. Die bereits vorhandenen Daten zum N-Überschuss basierten auf einem älteren Zeitraum als dem, mit dem sich das Projekt befasst, und es wurden einige wichtige kritische Aspekte und Informationslücken in den Eingabedaten für die Berechnung festgestellt (z. B. unvollständige Viehbestandslisten oder falsche oder veraltete Berechnungskoeffizienten).

Die TU Wien sammelte neue, aktualisierte und vollständigere Datensätze, z.B. zur landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Feldebene, zu Viehbestandslisten, zum Einsatz verschiedener organischer Düngemittel und zu den Ertragsdaten für die einzelnen Anbaukategorien, indem sie die erforderlichen Daten aus verschiedenen, sich ergänzenden Quellen zusammenführte. Darüber hinaus wurde die Datenbank in enger Zusammenarbeit mit Experten des Umweltbundesamtes gründlich überarbeitet, aktualisiert und korrigiert: die N-Gehaltswerte aller pflanzlichen Produkte, die flächen- bzw. ertragsspezifischen Faktoren zur Abschätzung der N-Fixierung, die kulturspezifischen Ertragsspannen zur Abschätzung des Düngedarfs und der Ertragserwartungen, die Ausscheidungskoeffizienten sowie die Koeffizienten zur Abschätzung der tiergruppenspezifischen Verluste in die Atmosphäre in drei verschiedenen Stadien (Stall, Lagerung und Ausbringung von Gülle). Auf Basis dieses verbesserten und erweiterten Datensatzes wurde an der TU Wien mit Hilfe der Software R (R Core Team, 2019) eine detaillierte Berechnung des Bruttostickstoffüberschusses (GNS) und des hydrosphärischen Bruttostickstoffüberschusses (hGNS) durchgeführt, d.h. des Teils des GNS, der potenziell ausgewaschen wird und über den Abfluss in die Gewässer verloren geht. Die Berechnung erfolgte nach der Methodik der OECD (Eurostat 2013), jährlich für den Zeitraum 2012-2018 und auf der räumlichen Ebene der Gemeinde. Um die Zusammenführung von Daten aus verschiedenen Quellen und die Konsistenz und den Vergleich zwischen verschiedenen Jahren zu ermöglichen, wurde jede Gemeinde als unabhängige Einheit betrachtet, die alle landwirtschaftlichen Flächen und den Viehbestand der in der Gemeinde ansässigen Betriebe umfasst. Diese Vereinfachung war aufgrund der Heterogenität der Daten und des Fehlens wichtiger Informationen über den Güllehandel notwendig, führte jedoch in einigen Fällen zu N-Resten (nicht berücksichtigte N-Mengen) und zum Fehlen von Ergebnissen für einige Gemeinden (insgesamt 5). Die Ergebnisse (Abbildung 14) werden jedoch als die genauesten angesehen, die mit den derzeit verfügbaren Daten erzielt werden können, und die wenigen N-Reste werden bei der N-Aggregation auf der Einzugsgebietsebene des MONERIS-Modells gemittelt, was zu insgesamt plausiblen Ergebnissen führt. Die Endergebnisse der N-Überschussberechnung dienten als Eingangsdaten für den Referenzzeitraum in MONERIS.

Neben dem gesamten hGNS, das die Eingangsdaten für das Modell MONERIS darstellt, wurde die Berechnung für die anderen Modelle (SWAT, EPIC und BiomAT) mit zusätzlichen Schritten durchgeführt, die es ermöglichten, die Daten auf die geeignete Skala für das jeweilige Modell zu skalieren (z.B. wurden für die Eingangsdaten in SWAT Abschätzungen der ausgebrachten mineralischen und organischen Düngemittel in hoher räumlicher Auflösung für verschiedene Kulturarten berechnet). Insbesondere wurde von der TU Wien in enger Zusammenarbeit und im Austausch mit dem restlichen Projektkonsortium eine Priorisierung für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger für landwirtschaftliche Flächen und Kulturarten entwickelt und zur Abschätzung der Düngung mit

organischen und mineralischen Düngemitteln nicht nur auf Gemeindeebene, sondern auch differenziert nach landwirtschaftlichen Produktkategorien und Landnutzungen angewendet.

Zwischenergebnisse, wie z.B. die Gesamtmenge der atmosphärischen Verluste durch die Lagerung von Gülle, die Menge der ausgebrachten Gülle in hoher räumlicher Auflösung oder der detaillierte N-Gehalt in der Biomasse nach der Ernte wurden als wichtige Eingangsdaten in das Materialflussanalyse (MFA)-Modell zur Berechnung der N-Bilanzen auf nationaler und regionaler Ebene verwendet. Darüber hinaus sind die Daten über die Ausbringung von Gülle pro Kulturart und die Ausbringung der verbleibenden Menge als Mineraldünger nun in einer harmonisierten Form verfügbar, die zum Vergleich der mit dem BiomAT-Modell erstellten Szenarien und zur Übertragung ihrer Ergebnisse in die anderen Modelle verwendet werden kann.

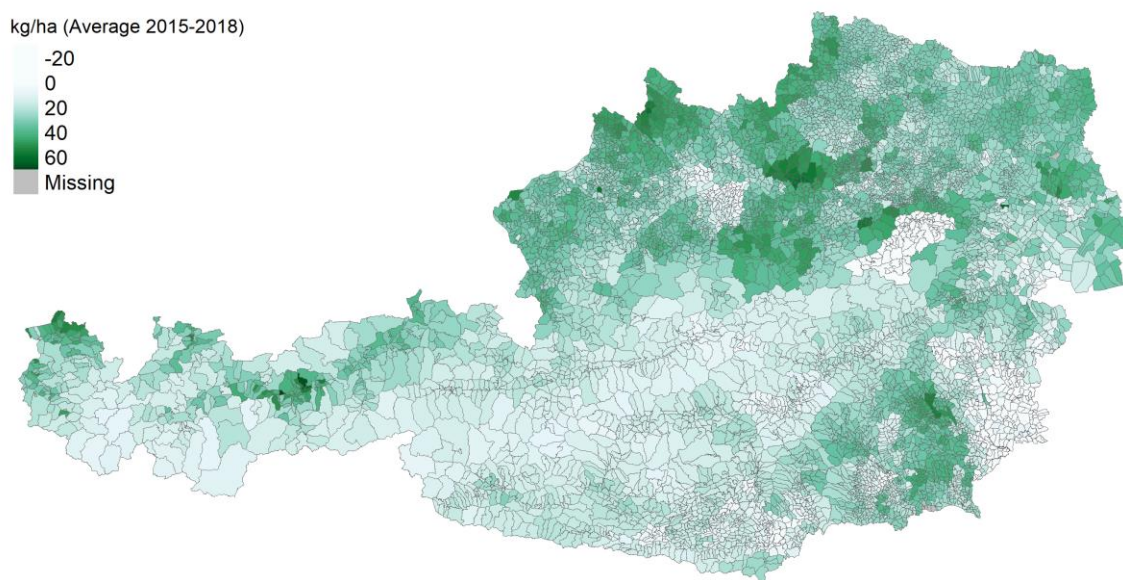


Abb 14. Endgültige Ergebnisse des hydrosphärischen Brutto-Stickstoffüberschusses (hGNS) auf Gemeinde-Ebene, berechnet mit der OECD-Methode und überarbeiteten Datensätzen

6.5 Modellierung von Landnutzungsänderungen (WP3, WP5)

Für Änderungen in der Landnutzung wurden das Fruchtfolgenmodell CropRota und das biophysikalische Prozessmodell EPIC verwendet. Das CropRota-Modell entwickelt Fruchtfolgen auf Gemeindeebene als Input für das EPIC-Modell. EPIC ist ein Modell, das viele biophysikalische Prozesse von Agrarökosystemen simuliert und in Österreich auf der 1km-Auflösungsebene angewandt wird, um die Auswirkungen von Änderungen des Klimas und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zu bewerten, die durch übergeordnete politische Szenarien ausgelöst werden. Es liefert unter anderem Ergebnisse zu Ernteerträgen, Evapotranspiration, Abfluss, Versickerung, Nitratauswaschung, Lachgas- und Ammoniakemissionen. Das Modell wird von Klimadaten (z. B. Min-/Max-Temperaturen, Niederschlag, Sonneneinstrahlung), den zugrunde liegenden geomorphologischen Bedingungen (z. B. Boden, Hangneigung) sowie von Daten zur Landbewirtschaftung (z. B. Düngemittelausbringung, Bewässerungsraten, Fruchtfolgen) gesteuert. Die Ausgabedaten von EPIC werden mit einer

Pixelauflösung von 1 km bereitgestellt. Diese Informationen werden anschließend an BiomAT weitergeleitet, ein Modell zur Optimierung der wirtschaftlichen Landnutzung, das die physikalischen, strukturellen, politischen und wirtschaftlichen Bedingungen auf 1 km-Ebene für alle landwirtschaftlich genutzten Gitterzellen berücksichtigt. Zwei unabhängige Stickstofftransportmodelle (MONERIS und SWAT) verfolgen die Stickstoffflüsse in landwirtschaftlichen Produktionssystemen und die entsprechenden N-Verluste in Oberflächengewässer und in die Atmosphäre auf der Grundlage der modellierten Landnutzung von BiomAT.

In einer Fallstudie bewertete INWE die Auswirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf Bodenprozesse und -funktionen, um mehr über Böden als Bindeglied zwischen landwirtschaftlicher Landnutzung und Nährstoffemissionen in die Umwelt zu erfahren. Diese Studie über dynamische Bodenfunktionen wurde in Jost et al. (2021) veröffentlicht.

6.6 Methodik für die Modellierung der Stickstoffemissionen (WP4)

6.6.1 Simulierter Stickstoff für ganz Österreich mit dem Modell MONERIS

Die Einzugsgebiete in MONERIS sind topologisch in einer baumartigen Struktur verknüpft. Derzeit sind 895 Einzugsgebiete enthalten, die ganz Österreich und den großen grenzüberschreitenden Nebenfluss der Donau, den Inn, in den Nachbarländern Schweiz und Deutschland (Bayern) abdecken. Die Nährstoffeinträge aus der Donau flussaufwärts von Österreich werden durch ein zusätzliches externes Einzugsgebiet an der Einmündung der Donau in Österreich ergänzt. Der Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer erfolgt über mehrere unabhängige diffuse und punktuelle Eintragspfade. Dazu gehören atmosphärische Deposition, Erosion, Oberflächenabfluss, Drainage, Exfiltration aus dem Grundwasser, gereinigte Abwässer, Mischwasserüberläufe und Regenwasser, industrielle Abwässer und Straßen außerhalb von Siedlungen. Die atmosphärische Deposition umfasst die folgenden N-Formen: NH_x und NO_x aus EMEP-Simulationen. Die Modellierung der Stickstoffemissionen umfasst auch den Rückhalt in der Kanalisation und die Entfernung von N durch Denitrifikation in Böden und Grundwasser in Abhängigkeit von der N-Konzentration im Sickerwasser und der geologischen Beschaffenheit. Für NitroClim.AT wurde die N-Modellierung mit MONERIS in dem vom KIT entwickelten Flussgebietsmanagementsystem MoRE (Modelling of Regionalized Emissions; Fuchs et al. 2017) zur strukturierten Datenverarbeitung durchgeführt.

Aufbau des MONERIS-Modells

Das MONERIS-Modell wurde für alle 895 Einzugsgebiete Österreichs und die Einzugsgebiete des Donau-Inn-Zuflusses in der Schweiz und in Deutschland aufgesetzt, um die Gesamtfrachten an gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN) zu berechnen und so eine Modellvalidierung durch Vergleich der modellierten mit den beobachteten Frachten zu ermöglichen. Die DIN-Frachten und -Konzentrationen in den Fließgewässern wurden auf der Einzugsgebietsebene als Mittelwert der jährlichen Mittelwerte für den durch den Zeitraum 2012-2017 repräsentierten Referenzzeitraum berechnet. Zeitlich variable Eingangsdaten in dieser Studie sind Abfluss, Wassertemperatur, monatlicher Niederschlag und Stickstoffüberschuss. Für den Referenzzeitraum wurde der Abfluss aus Weber (2020) abgeleitet, die Wassertemperatur wurde um die Höhenlage korrigiert, die

Niederschlagswerte stammen aus SPARTACUS (Hiebl & Frei, 2018) und der N-Überschuss wurde wie in Abschnitt 6.4 beschrieben berechnet.

MONERIS-Modellvalidierung

Die Validierung des MONERIS-Modells erfolgte durch den Vergleich der modellierten DIN-Belastungen mit den beobachteten DIN-Belastungen für den gleichen Zeitraum an den Einzugsgebietsausläufen. Die beobachteten Einzugsgebietsfrachten wurden mit der Berechnungsmethode nach Zessner et al. (2017) abgeleitet, unter Verwendung von Daten der gemessenen Konzentrationen von gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN), die aus dem österreichischen Überwachungsprogramm auf der Grundlage der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) gewonnen wurden, und von überwachten Abflüssen, die vom Hydrographischen Dienst Österreichs (HZB) an verfügbaren Messstationen für die Jahre 2012-2017 gewonnen wurden. Die Einzugsgebiete wurden nach ihrer dominanten Landnutzungskategorie klassifiziert. Die Statistiken der Validierung ergaben ein Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,61 und ein Bias von 23,4 %, was auf ein akzeptables Maß an Überschätzung hinweist. Die meisten der modellierten Flussbelastungen in den Einzugsgebieten überschreiten nicht eine Abweichung von >30 % von den beobachteten Flussbelastungen).

Bei der Entwicklung des MFA-Modells auf nationaler Ebene wurde eine Inkonsistenz der Eingangsdaten festgestellt, die zu einer Anpassung der N-Überschussberechnung und damit zu einer neuen Modellvalidierung von MONERIS aufgrund geänderter Flussfrachten führte. Die Unstimmigkeit ergab sich zwischen den Gesamt-N-Frachten, die in dem vom Vieh verbrauchten Futter enthalten sind und die einerseits auf der Grundlage der detaillierten Flächennutzung auf Feldebene, der Ertragsstatistiken und des N-Gehalts für die spezifischen Futterkategorien und andererseits auf der Grundlage der nationalen Statistiken über den Futterverbrauch und den N-Gehalt der spezifischen Futterkategorien (die sich von den in der ersten Tabelle genannten unterscheiden) geschätzt wurden. Die Schätzung der N-Fracht in Futtermitteln auf der Grundlage nationaler Statistiken wurde aufgrund der Ergebnisse der Bilanz auf nationaler Ebene für plausibler gehalten und daher zur Anpassung der Berechnung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Böden verwendet. Dennoch sind weitere Untersuchungen erforderlich, um die Ursachen für diese Unstimmigkeit genauer zu untersuchen. Die Validierung ergab eine ähnliche Anpassungsgüte mit einem R^2 von 0,64, während die Bias auf 40,2 % anstieg, was auf eine deutlich höhere Überschätzung hinweist.

6.6.2 Berechnung der N-Emissionen von drei ausgewählten landwirtschaftlichen Fallstudieneinzugsgebiete in Österreich

Das SWAT-Modell und Stickstoffverluste

Auf einer detaillierten Einzugsgebietsebene wurden die Wasser- und Stickstoffkreisläufe in drei ausgewählten Fallstudieneinzugsgebieten mit dem ökohydrologischen Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool; Arnold et al., 1998) analysiert. Zu den berechneten hydrologischen Prozessen gehören Interzeption, Infiltration, oberflächliche und tiefe Perkolation, Oberflächenabfluss, lateraler Fluss, Grundwasserfluss, Pflanzenaufnahme und Evapotranspiration sowie die Stickstoffspfade, wie der Eintrag durch atmosphärische Deposition oder Düngerausbringung, die Umwandlung des Stickstoffs in andere Formen und ihr Transport, d. h. durch Oberflächenabfluss, Perkolation, lateralen Fluss und

Rückfluss im Grundwasser (Neitsch et al., 2011). In der Wasserphase werden die N-Budgets berechnet.

Das SWAT-Modell differenziert zwischen fünf verschiedene Stickstoffquellen: zwei anorganische Pools (NH_4^+ und NO_3^-) und drei organische Pools (Pflanzenrückstände, stabile Huminstoffe und aktive Huminstoffe). Die pflanzliche N-Aufnahme ist eine Funktion des Wachstumsstadiums unter optimalen Wachstumsbedingungen und der gesamten Pflanzenbiomasse. N wird aus der Wurzelschicht in Form von NO_3^- aufgenommen. Einzelheiten zu den Prozessen sind in Neitsch et al. (2011) beschrieben.

Auswahl der Fallstudien

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte nach folgenden Kriterien: i) Die ausgewählten Einzugsgebiete repräsentieren die wichtigsten Produktionsgebieten. ii) Die Einzugsgebiete sind Haupteinzugsgebiete. Daher hängen die gegenwärtigen und zukünftigen Wasser- und Stickstoffflüsse nicht von flussaufwärts gelegenen Regionen ab, die nicht simuliert werden. iii) Historische Beobachtungsdaten von Abfluss und NO_3^- -N Konzentrationen sind verfügbar.

Der Advisory Board war an der Auswahl der drei Fallstudieneinzugsgebiete in verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionsregionen beteiligt, in denen die Bewirtschaftung von Stickstoff eine Herausforderung darstellt. Ausgewählt wurden folgenden drei Einzugsgebiete, die mit dem SWAT-Modell aufgesetzt wurden: Zaya, Melk und Gnasbach, die die landwirtschaftlichen Produktionsregionen "Nordöstliches Flach- und Hügelland", "Alpenvorland" bzw. "Südöstliches Flach- und Hügelland" repräsentieren. Abbildung 15 zeigt die Einzugsgebiete mit ihrer Landnutzung zusammen mit dem Flussnetz und den Abfluss- und Nitratkonzentration-Messstationen sowie den meteorologischen Stationen.

Die Stickstoffemissionen aus jedem Einzugsgebiet wurden mit SWAT simuliert. In den drei ausgewählten Fallstudieneinzugsgebieten wurde das Modell SWAT2012 Revision 670 implementiert, um die Prozesse des Wasser- und Stickstoffkreislaufs auf der Ebene des Einzugsgebiets zu simulieren. Alle Prozesse, die in der Landphase eines jeden Teileinzugsgebiets ablaufen, werden auf der HRU-Skala berechnet und in die Wasserphase jedes Teileinzugsgebiets weitergegeben. Zu den auf der Landphase berechneten Prozessen gehören Wasserhaushaltskomponenten wie Interzeption, Infiltration, oberflächliche und tiefe Perkolation, Oberflächenabfluss, lateraler Fluss, Grundwasserfluss, Pflanzenaufnahme und Evapotranspiration sowie die Pfade des Stickstoffs, wie der Eintrag durch atmosphärische Deposition oder Düngerausbringung, die Umwandlung von Stickstoff in andere Formen und der Stickstofftransport.

Die Simulation von N_2O -Emissionen ist für das SWAT-Modell mit einigen Herausforderungen verbunden. Beispielsweise trennt das Modell Denitrifikation (N_2O) nicht von Nitrifikation und behandelt die $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ -Ausgänge als ein kombiniertes Denitrifikationsprodukt. Diese Gruppierung von $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ schränkt die Fähigkeit des SWAT-Modells ein, nur den N_2O -Anteil zu simulieren. In SWAT ist die Nitrifikation eine Funktion der Bodentemperatur und der Bodenfeuchtigkeit, während die Denitrifikation eine Funktion der Bodenfeuchtigkeit, der Temperatur, des SOC und des NO_3^- -Gehalts im Boden ist. Eine integrierte N_2O -Emission und die Emissionsfaktoren wurden quantifiziert. Die verbesserten N_2O -Simulationen unter Verwendung der SWAT-Ergebnisse und die angewandte Methodik werden in Wang et al. (2022) ausführlich beschrieben.

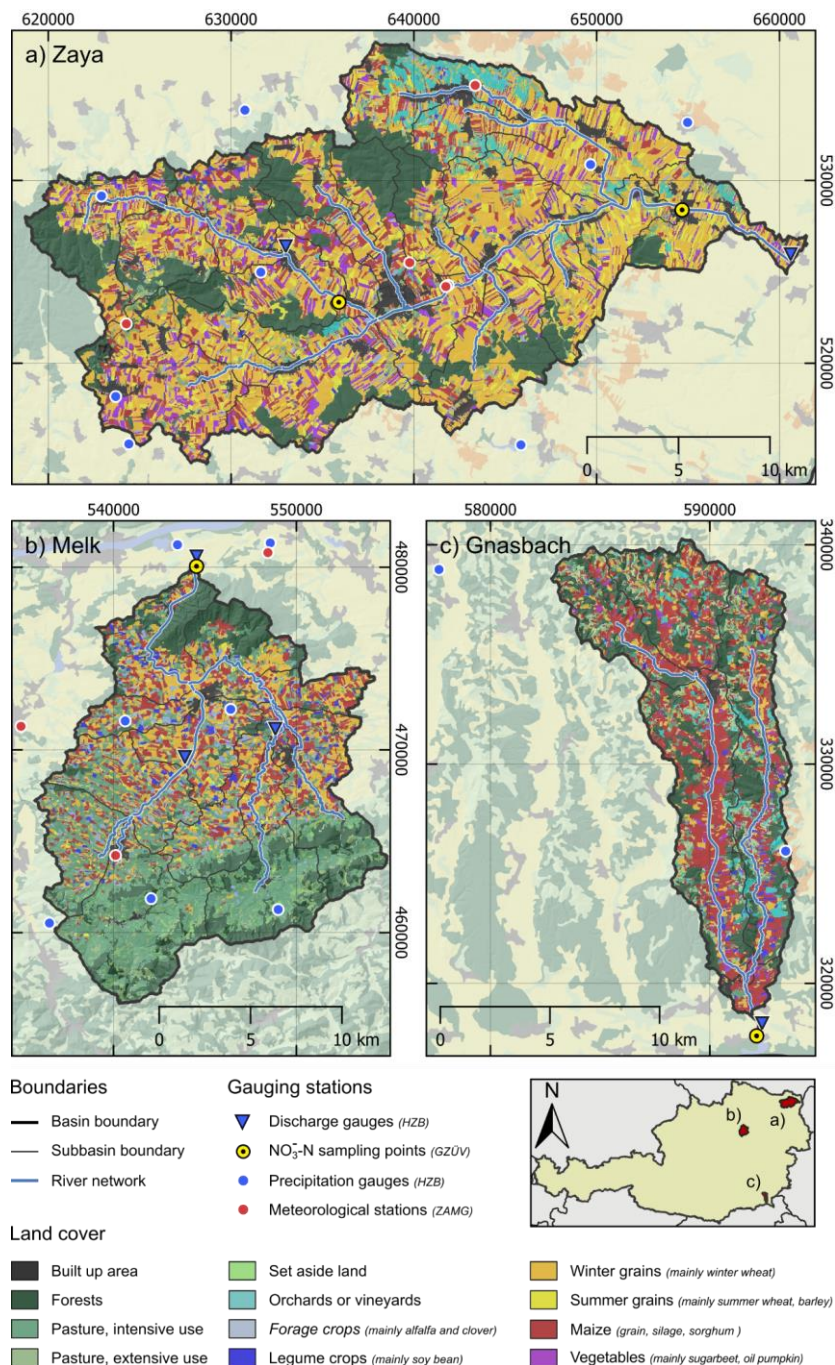


Abb 15. Fallstudieneinzugsgebiete a) Zaya, b) Melk und c) Gnasbach. die mit dem SWAT-Modell aufgesetzt wurden.

Anbaumaßnahmen und Düngemittelmengen in SWAT

Für alle landwirtschaftlichen HRUs wurden Bewirtschaftungspläne für Vorgänge wie Aussaat, Ernte, Bodenbearbeitung und Düngung entwickelt. Die Zeitpläne für die Kulturgruppen wurden auf der Grundlage von Informationen aus Feldversuchen und Studienberichten (z. B. Land NÖ, 2015) entwickelt und wurden auch in früheren SWAT-Modellierungsstudien erfolgreich umgesetzt (Schürz et al., 2019).

Die Düngemittelmengen wurden auf Basis der von der TU Wien berechneten und dem Projekt zur Verfügung gestellten organischen und mineralischen

Stickstoffbudgets berechnet (Abschnitt 6.4). Die Daten lieferten organische und mineralische N-Mengen für einzelne Kulturen auf Gemeindeebene in Österreich für die Jahre 2015 bis 2018. Basierend auf der Aggregation der InVeKoS-Kulturdaten in die für das SWAT-Modell definierten dominanten Kulturgruppen wurden die auf Gemeindeebene berechneten Düngermengen für jede Kulturgruppe auf der Grundlage des prozentualen Anteils der einzelnen Kulturen in einer Gemeinde gemittelt. Die Düngemittelmengen für die Kulturgruppen in den einzelnen Teileinzugsgebieten des SWAT-Modells wurden berechnet, indem die Gemeindegrenzen mit den Teileinzugsgebieten des SWAT-Modells geschnitten und die gewichteten Mittelwerte der Flächen für die Düngemittelmengen berechnet wurden. Die jährlichen organischen und mineralischen N-Mengen, die als Dünger ausgebracht wurden, wurden für jede Kultur und jedes Jahr zugeordnet.

Der Zeitplan für die Bewirtschaftungsmaßnahmen in jeder HRU wurde mit SWATfarmR (Schürz, 2020) festgelegt. Für jeden Arbeitsgang wurden Datumsbereiche definiert, in denen der Arbeitsgang stattfinden konnte. Die Terminierung eines Vorgangs kann durch benutzerdefinierte Regeln bestimmt werden, z.B. durch den Ausschluss von Tagen mit einer bestimmten Niederschlagsmenge (um realistische Entscheidungen der Landwirte bei der Durchführung von Feldarbeiten abzubilden) für den Vorgang. Um der Stochastik Rechnung zu tragen, wurden die Arbeitsgänge nach dem Zufallsprinzip aus den angegebenen Datumsbereichen ausgewählt.

Tabelle 3. Kalibrierungs- und Validierungsleistungsstatistiken (KGE und pbias) für die Variablen Abfluss (Q) und Nitrat (NO₃--N) in den Einzugsgebieten Gnasbach, Melk und Zaya, die sich aus den Verhaltensparameterkombinationen (Ensemble) und der einzelnen "besten" Parameterkombination (best) ergeben.

	Model run	Period	KGE _{Q daily}	KGE _{Q monthly}	KGE _{Q yearly}	Pbias _Q	KGE _{NO3-N daily}	Pbias _{NO3-N}
Gnasbach	Ensemble	Cal.	[0.69, 0.74]	[0.72, 0.82]	[0.83, 0.90]	[8, 15]	[0.50, 0.57]	[-25, -16]
		Val.	[0.69, 0.74]	[0.60, 0.71]	[0.58, 0.69]	[19, 27]	-	-
	Best	Cal.	0.71	0.78	0.85	11	0.55	-19
		Val.	0.71	0.68	0.67	23	-	-
Melk	Ensemble	Cal.	[0.67, 0.72]	[0.85, 0.92]	[0.77, 0.87]	[-8, 7]	[0.55, 0.67]	[-23, 9]
		Val.	[0.55, 0.67]	[0.70, 0.83]	[0.66, 0.83]	[-23, -10]	[0.49, 0.68]	[-28, 4]
	Best	Cal.	0.72	0.86	0.84	5	0.67	9
		Val.	0.67	0.83	0.80	-12	0.65	4
Zaya	Ensemble	Cal.	[0.50, 0.60]	[0.45, 0.55]	[0.73, 0.80]	[-19, -8]	[0.51, 0.63]	[-48, -34]
		Val.	[0.50, 0.60]	[0.59, 0.66]	[0.71, 0.82]	[-27, -17]	[0.27, 0.40]	[-60, -46]
	Best	Cal.	0.57	0.50	0.78	-15	0.63	-34
		Val.	0.57	0.62	0.78	-22	0.40	-46

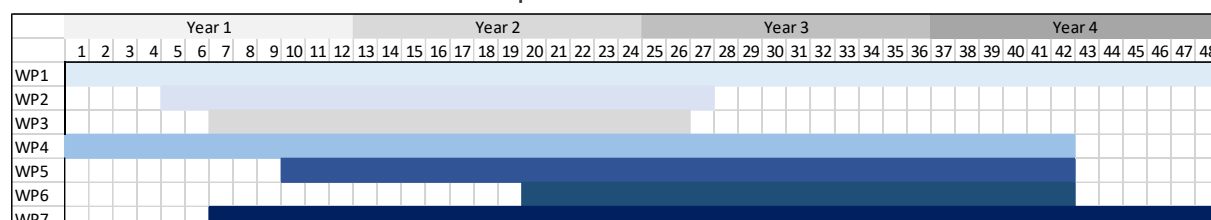
6.7 Materialflussanalyse (MFA) von N für den Referenzzeitraum (WP6)

Eine Materialflussanalyse (MFA) wurde für den Referenzzeitraum auf regionaler und nationaler Ebene für Österreich durchgeführt. Der MFA-Modellaufbau mit seinen Daten, Grenzen und Unsicherheiten wird vorgestellt. Die Ergebnisse werden auf ihre Eintragspfade in landwirtschaftliche Böden, natürliche Böden, Oberflächengewässer und die Atmosphäre analysiert. Diese Pfade und die damit verbundenen N-Emissionen werden wiederum auf ihre Wechselwirkungen und Kausalitäten hin untersucht. Darüber hinaus wird die Stickstoffnutzungseffizienz

(NUE) von Ackerbausystemen und Mischkulturen mit Tierhaltung im Detail dargestellt und bewertet. Abschließend werden die wichtigsten Ergebnisse der MFA-Analyse hervorgehoben und in einen breiteren Kontext gestellt.

7 Arbeits- und Zeitplan

Präsentation des Arbeits- und Zeitplans:



8 Publikationen und Disseminierungsaktivitäten

Tabellarische Angabe von wissenschaftlichen Publikationen, die aus dem Projekt entstanden sind, sowie sonstiger relevanter Disseminierungsaktivitäten.

Disseminierungsaktivität	Anzahl
Dissertationen	2
Begutachtete Publikationen in Fachzeitschriften	3
Vorträge auf wissenschaftlichen Konferenzen	9
Posterpräsentationen auf wissenschaftlichen Konferenzen	9
Interviews in Radiosendungen zu wissenschaftlichen Themen	2
Vorträge zur Unterstützung der Politikgestaltung	6

Diese Projektbeschreibung wurde von der Fördernehmerin/dem Fördernehmer erstellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte sowie die barrierefreie Gestaltung der Projektbeschreibung, übernimmt der Klima- und Energiefonds keine Haftung.

Die Fördernehmerin/der Fördernehmer erklärt mit Übermittlung der Projektbeschreibung ausdrücklich über die Rechte am bereitgestellten Bildmaterial frei zu verfügen und dem Klima- und Energiefonds das unentgeltliche, nicht exklusive, zeitlich und örtlich unbeschränkte sowie unwiderrufliche Recht einräumen zu können, das Bildmaterial auf jede bekannte und zukünftig bekanntwerdende Verwertungsart zu nutzen. Für den Fall einer Inanspruchnahme des Klima- und Energiefonds durch Dritte, die die Rechteinhaberschaft am Bildmaterial behaupten, verpflichtet sich die Fördernehmerin/der Fördernehmer den Klima- und Energiefonds vollumfänglich schad- und klaglos zu halten.