



## Master Thesis

im Rahmen des

Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“  
(UNIGIS MSc) am Interfakultären Fachbereich für GeoInformatik (Z\_GIS)  
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

# Erfassung, Bewertung und Darstellung von Ökosystemleistungen im Einzugsgebiet des Mondsees

vorgelegt von

**Eleia Riesterer**

104240, UNIGIS MSc Jahrgang2015

Zur Erlangung des Grades

„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

Oldenburg, 12.02.2018

## Danksagung

An dieser Stelle möchten den Menschen danken, die mich bei der Bearbeitung dieser Arbeit und während des Studiums unterstützt haben.

Ganz besonderer Dank gilt Herrn Dr. Hermann Klug vom Interfakultären Fachbereich Geoinformatik - Z\_GIS an der Universität Salzburg für die zeitintensive und umfassende Betreuung dieser Arbeit, seine wertvollen Hinweise, kritisches Hinterfragen und die kontinuierliche Motivation sowie für das Bereitstellen sämtlicher Daten.

Darüber hinaus möchte ich Frau Tulipan vom Umweltbundesamt in Wien und Herrn Sharp vom Stanford Woods, Institute for the Environment für die fachliche sowie technische Unterstützung und Beratung danken.

Zudem geht mein Dank an das gesamte UNIGIS Team, welches durch die hervorragende Organisation und zeitnahe, kompetente Hilfestellung rund um das Studium die Hürden im Fernstudium zu meistern half.

Schließlich möchte ich meinen Eltern für die finanzielle und moralische Unterstützung und meinen Freunden, die mich während der Studienzeit begleitet haben, für die vielseitige Hilfeleistung herzlich danken.

## Eidesstattliche Erklärung

„Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.“

Mir ist bekannt, dass Zuwiderhandlung mit der Note „nicht genügend (ohne Möglichkeit einer Nachbesserung oder Wiederholung) geahndet wird und weitere rechtliche Schritte nach sich ziehen kann.

---

Ort, Datum

---

Unterschrift

## Zusammenfassung

Angesichts des steigenden Nutzungsdrucks des Menschen auf die begrenzten natürlichen Ressourcen wurde das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) Bestandteil der internationalen Umweltdiskussion. Ökosystemleistungen stellen die Schnittstelle zwischen Natur und Menschen dar und beschreiben die Leistungen, die für menschliches Wohlbefinden durch Ökosysteme erbracht werden. Aufbauend auf verschiedenen Arbeiten und Studien (v. a. (MEA 2005; TEEB 2010; UNEP 2010) wird in der EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020 in Ziel 2 „Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen“ die Maßnahme 5 „Verbesserung der Kenntnisse über Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in der EU“ festgesetzt. Zur Umsetzung dieser Verpflichtung und zur Bündelung vorhandener Arbeiten wurde die EU-Arbeitsgruppe „Kartierung und Bewertung von Ökosystemen und deren Leistungen“ (mapping and assessment of ecosystems and their services, MAES) gegründet und ein Rahmenkonzept für die Bewertung von ÖSL vorgestellt.

In dieser Arbeit werden regulierende ÖSL ausgewählt und mit zwei unterschiedlichen Methoden im Einzugsgebiet des Mondsees, einem 248 km<sup>2</sup> großen, den Alpen vorgelagertem Gebiet östlich von Salzburg, erfasst und bewertet.

Zur Anwendung kommen zum einen die Matrixmethode nach BURKHARD et al. (2012) und zum Anderen die Modelle Seasonal Water Yield (SWY) und Nutrient Delivery Ratio (NDR) aus dem Werkzeugsatz InVest. Mit der Matrixmethode werden anhand von Durchschnittswerten fünf regulierende ÖSL bewertet. Mit InVest wird der schnelle, oberflächennahe Abfluss mit dem SWY Modell als Grundlage für das NDR Modell erfasst. Mit dem NDR Modell wird die Verteilung der Phosphorbelastung in der Landschaft dargestellt, der Transport von Phosphor zu Oberflächengewässern sowie die Retentionsleistung der Ökosysteme erfasst.

Die Matrixmethode gibt einen Überblick über die räumliche Verteilung der ÖSL in Abhängigkeit der Landnutzungsklassen. Mit dem NDR Modell wird der Gesamtaustrag von Phosphor durch oberflächennahen Abfluss von 1 406 kg/a berechnet und eine insgesamt sehr hohe Retentionsleistung der Ökosysteme aggregiert auf Teileinzugsgebietsebene gegenüber diesem Austrag erfasst.

Die Matrixmethode ist in der hier angewendeten Form durch die fehlende Berücksichtigung des aktuellen CICES Klassifizierungsschemas nur bedingt im Rahmen von MAES einsetzbar. Durch die Modellierung mit InVest wird die Belastung mit Phosphor und der Transport zum Gewässer berechnet aber keine umfassende Darstellung des Nährstoffkreislaufs ermöglicht.

## Summary

In the face of increased pressure to utilise the limited natural resources the concept of ecosystem services (ES) emerged as part of the international discussion on environmental issues. Ecosystem services describe how ecosystems may benefit us through the provision of services for human well-being. Based on various studies, the European Union (EU) set the target of “protection and restoration of ecosystems and the services they provide” (Target 2) and formulates the necessity to “improve knowledge of ecosystems and their services in the EU” (Action 5) in the Biodiversity Strategy to 2020. To set these goals in practice and to improve the knowledge, the EU-Working group Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) was founded and provide an analytical framework for assessing ES.

In this study, regulating ES in the catchment of the Mondsee, a 248 km<sup>2</sup> area in the Prealps, near Salzburg, Austria were selected and assessed using two different methods. On the one hand the matrix-method as per BURKHARD et al. (2012) and on the other the models Seasonal Water Yield (SWY) und Nutrient Delivery Ratio (NDR) from the open-source software toolset InVest were used. In a first step, five regulating ES were evaluated using the matrix-method. Afterwards, the quick flow runoff was assessed with the SWY model as basis for the modelling with the NDR model. With the NDR model the distribution of the phosphorus loads in the landscape, the transport of phosphor to surface waters, and the retention capacities of the ecosystems were assessed.

The matrix-method provides an overview of the spatial distribution of the ES in dependence of land use classes. With the NDR a total export of phosphorus of 1 406kg/a was calculated and a very high retention capacity of the ecosystems aggregated in sub watersheds was depicted in contrast to this total export.

The matrix-method in its here presented form has limits in its application in the context of MAES, as it does not entail the current CICES classification scheme. InVest allows the modelling of the phosphorus loads and transportation to the streams, but it does not provide a complete depiction of the full nutrient cycle.

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	1
1.1	Das Konzept der Ökosystemleistungen .....	1
1.2	Erfassen und Bewerten von Ökosystemleistungen .....	6
1.3	Ziele, Forschungsfrage und Hypothesen .....	9
2	Material und Methoden .....	11
2.1	Untersuchungsgebiet.....	11
2.2	Daten.....	16
2.3	Methoden .....	17
2.3.1	Landnutzungskarte .....	17
2.3.2	Auswahl von Ökosystemleistungen .....	19
2.3.3	Die Matrixmethode.....	22
2.3.4	Modellierung mit InVest .....	24
2.3.4.1	Daten Aufbereitung.....	24
2.3.4.2	Seasonal Water Yield (SWY) .....	27
2.3.4.3	Nutrient Delivery Ratio (NDR).....	33
3	Ergebnisse .....	40
3.1	Landnutzungskarte .....	40
3.2	Matrixmethode.....	41
3.3	Seasonal Water Yield.....	49
3.4	Nutrient Delivery Ratio.....	50
4	Diskussion, Schlussfolgerung und Ausblick.....	53
4.1	Methodendiskussion .....	53
4.2	Seasonal Water Yield.....	54
4.3	Nutrient Delivery Ratio .....	56
5	Literatur.....	59
	Anhang .....	

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Rahmenkonzept für eine EU-weite Bewertung von ÖSL (MAES et al. 2013).....	3
Abb. 2: Das Einzugsgebiet des Mondsees mit administrativen Grenzen .....	11
Abb. 3: Darstellung des Digitalen Geländemodells (DGM) mit Höhenangaben im UG .....	25
Abb. 4: Anpassung des DGM: vor Einbrennen (Links) und nach Einbrennen (Rechts) der Gewässer.....	26
Abb. 5: Darstellung des Ablaufs zur Abgrenzung von Teileinzugsgebieten mittels ArcGis ModellBuilder .....	26
Abb. 6: Vergleich der Landnutzungskarten: Links Corine Landcover2012 Rechts CLC Klassen auf Grundlage der DKM Geometrien .....	41
Abb. 7: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Hochwasserschutz.....	44
Abb. 8: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Grundwasserneubildung .....	45
Abb. 9: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Erosionsregulierung .....	46
Abb. 10: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Nährstoffregulierung .....	47
Abb. 11: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Wasserreinigung .....	48
Abb. 12: Ergebnisse der Berechnung des quick flow mit dem SWY Modell [mm/a].....	49
Abb. 13: Darstellung der Phosphorbelastung in den Teileinzugsgebieten .....	51
Abb. 14: Darstellung des prozentualen Anteils zurückgehaltenen Phosphors in Bezug auf die Gesamtnährstoffbelastung mit Phosphor je Teileinzugsgebiet .....	52

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Verwendete Datengrundlagen .....	16
Tab. 2: Übersetzung der Landnutzungsklassifizierung der DKM in die CLC Nomenklatur ....	18
Tab. 3: Bewertungsmatrix der Kapazitäten der Nachfrage und des Budgets der einzelnen CLC Landnutzungstypen im UG .....	23
Tab. 4: Ableitung der hydrologischen Bodengruppen verändert nach NRCS-USDA (2007a) .....	31
Tab. 5: Verteilung der CN Werte nach Bodengruppen und Landnutzung.....	32
Tab. 6: Darstellung der Eingangsdaten für die Parameter zur Nährstoffverteilung (Biophysical Table) .....	39
Tab. 7: Veränderung des Flächenanteils der Landnutzungsklassen durch die Verschneidung von DKM und CLC .....	40
Tab. 8: Anteil der Nutzungsintensitätsklassen der Grünlandflächen .....	41



## Abkürzungsverzeichnis

ARIES	ARtificial Intelligence for Ecosystem Services
BEV	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen
CBD	Convention on Biological Diversity
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CLC	Corine Landcover
CN	(Runnoff) curve-number
CORINE	coordination of information on the environment
DGM	Digitales Höhenmodell
DKM	Digitale Katastralmappe
DORIS	Digitales Oberösterreichisches Raum-Informations-System
DPSIR	Drivers – Pressures – State – Impact - Response
ESMERALDA	Enhancing ecoSystem sERvices mApping for poLicy and Decision mAking
EU	Europäische Union
GIS	Geografisches Informationssystem
InVEST	integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs
LTER	Austrian Long Term Ecological Research Network
LUCI	Land Utilisation & Capabilities Indicators
m. ü. A.	Meter über Adria
MAES	mapping and assessment of ecosystems and their services,
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
NDR	Nurient Delivery Ratio
OpenNESS	Operationalisation of natural capital and ecosystem service
OPERAs	Ecosystem science for policy and practice
ÖSL	Ökosystemleistung
SAGIS	Salzburger Geographisches Informationssystem
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWY	Seasonal Water Yield
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UNO	United Nations Organization
UG	Untersuchungsgebiet
VIC	Variable Infiltration Capacity model
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

# 1 Einleitung

Das Einzugsgebiet des Mondsees, als Teil des Netzwerks der Österreichischen Gesellschaft für ökologische Langzeitforschung (Austrian Long Term Ecological Research Network LTER) (MIRTL et al. 2015) steht seit einigen Jahren im Zentrum wissenschaftlicher Forschungen. Es wurden u. a. landschaftsökologische, konzeptionelle Untersuchungen zur Entwicklung von Landschaften (KLUG 2002, 2008; POTSCHIN et al. 2010; KLUG 2012a), Modellierung von Extremwetterereignissen (KLUG & OANA 2015) sowie darauf aufbauend Untersuchungen zu Hochwasserereignissen (KLUG 2015) und Nährstoffausträgen (STRAUSS & STAUDINGER 2007; KLUG & ZEIL 2008; SAMHABER 2016) durchgeführt. Insbesondere der erhöhte Austrag von Phosphor stellt in Hinblick auf die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine landschaftsplanerische Herausforderung dar (KLUG 2012b). Die verschiedenen Untersuchungen zum Phosphoraustrag unterscheiden sich hinsichtlich der Übereinstimmung der Ergebnisse mit realen Werten. Um den Problemen mit Hochwasser und Phosphoraustrag zu begegnen, wird die Frage gestellt, welche Leistung die Natur selber zur Lösung beitragen kann. Ein möglicher Ansatz ist hierfür das in dieser Arbeit vorgestellte Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL).

## 1.1 Das Konzept der Ökosystemleistungen

Grundlage für den deutschen Begriff Ökosystemleistung ist das englischsprachige Konzept der „ecosystem services“ (MOONEY & EHRLICH 1997), welches in Deutschland unter anderem mit den Begriffen Ökosystemdienstleistung oder Ökosystemleistung übersetzt wird (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). In dieser Arbeit soll in Anlehnung an die aktuelle Literatur der Begriff Ökosystemleistung (ÖSL) verwendet werden.

Angesichts des steigenden Nutzungsdrucks des Menschen auf die begrenzten natürlichen Ressourcen wurde das Konzept der Ökosystemleistung ein Bestandteil der internationalen Umweltdiskussion (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Unter anderem durch COSTANZA et al. (1997), DAILY (1997) und DE GROOT (1992) werden die Bedeutung von Ökosystemen und deren Leistungen für das menschliche Wohlbefinden herausgestellt. So sind beispielsweise die Prozesse und Funktionen innerhalb von Waldökosystemen für das Wachstum von Bäumen und damit die Produktion von Holz für unterschiedliche Einsatzbereiche essenziell. Durch die Nutzung der Leistung Holzproduktion, ob als Brenn- oder Bauholz oder für die Produktion von Möbeln, profitiert der Mensch auf unterschiedlichste Weise.

Eine Vielzahl von Autoren entwickelte das Konzept der ÖSL sowohl mit Arbeiten zur Anwendbarkeit in der Praxis als auch mit Grundlagenforschung zum theoretischen Erkenntnisgewinn zur komplexen Beziehung von Ökosystemen und Sozioökonomie weiter (PEARCE & MORAN 1994; DE GROOT et al. 2002; POTSCHIN & HAINES-YOUNG 2003; CHAN et

al. 2006; HEIN et al. 2006; BARBIER 2007; BENNETT et al. 2009).

Eine entscheidende Rolle in der Entwicklung des Ansatzes der ÖSL kommt der 2001 von der UNO in Auftrag gegebenen internationalen Studie Millennium Ecosystem Assessment (MEA) mit dem Synthesericht aus dem Jahre 2005 zu (MEA 2005). Diese Studie kommt unter anderem zu dem Schluss, dass durch Veränderungen, Umwandlungen und Bedrängungen von Ökosystemen durch den Menschen, die Bereitstellung von ökosystemaren Leistungen für zukünftige Generationen nicht ausreichend gewährleistet werden kann. Ebenso wurde in der Studie die Grundlage für ein einheitliches Begriffsverständnis und eine systematische Beschreibung von ÖSL gelegt.

Aufbauend auf den Resultaten des MEA wurde von HAINES-YOUNG & POTSCHEIN (2009, 2010) ein Untersuchungsrahmen vorgestellt, in welchem das Zusammenspiel zwischen biophysikalischen Strukturen und Prozessen, Ökosystemfunktionen, den daraus resultierenden Leistungen und dem menschlichen Wohlbefinden als Kaskade dargestellt und beschrieben wird. In KANDZIORA et al. (2013) wird die Verbindung des Kaskadenmodells zum DPSIR Konzept (Drivers – Pressures – State – Impact - Response) hergestellt, welches die Wechselwirkungen zwischen der Umwelt und ihrer Belastung sowie den gesellschaftlichen Folgen und Reaktionen als zusammenhängende Kette verschiedener Einflussgrößen darstellt (SMEETS & WETERINGS 1999; BURKHARD & MÜLLER 2008).

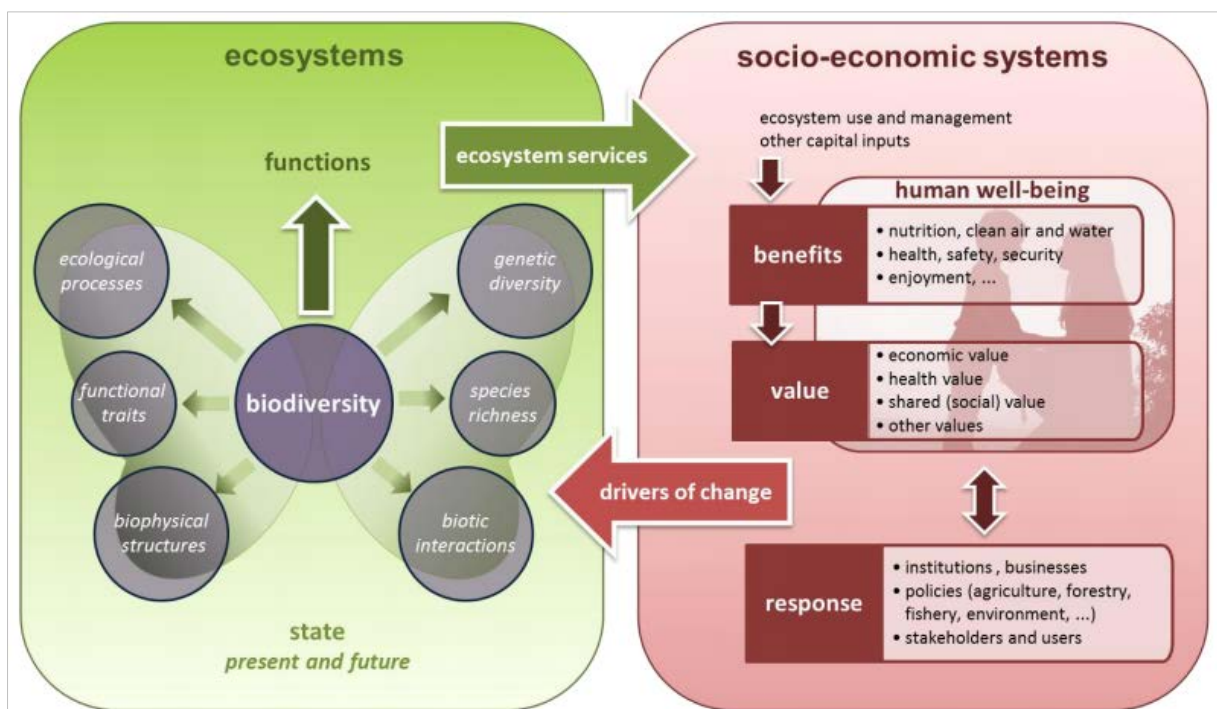
Das Schema des Kaskadenmodells wird in Fachkreisen weithin als Grundlage für die Bewertung von ÖSL akzeptiert. Die groß angelegte internationale Studie zur wirtschaftlichen Bedeutung von Ökosystemen und Biodiversität (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (TEEB) hat dieses Modell der Kaskade ebenfalls übernommen. Ein entscheidendes Ergebnis der Studie ist die Empfehlung zur Bewahrung und nachhaltigen Nutzung der Ökosystemleistungen den ökonomischen Wert von Ökosystemen und der biologischen Vielfalt in Planungs- und Entscheidungsfindungsverfahren mit einzubeziehen (TEEB 2010).

Aufbauend auf dem MEA entwickelten verschiedene Länder, wie z. B. Großbritannien (UKNEA 2011) und Spanien (SANTOS-MARTÍN et al. 2013) unterschiedliche Ansätze. Ebenso entstanden regionale TEEB Studien wie z. B. für die nordeuropäischen Länder (KETTUNEN et al. 2013) und Deutschland (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2015), welche aufbauend auf TEEB (2010) eine an die Gegebenheiten in den jeweiligen Bezugsräumen angepasste Weiterverarbeitung der Inhalte durchführen. In Österreich wurde der Bericht „wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemleistungen“ veröffentlicht, welcher schwerpunktmäßig die ökonomische Bedeutung von Ökosystemen darstellt (SCHWAIGER et al. 2015).

Die Empfehlungen aus der TEEB Studie wurden im japanischen Nagoya auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) ebenfalls

als zentrale Ziele aufgenommen (UNEP 2010). Die Umsetzung dieser Ziele auf europäischer Ebene erfolgte 2011 durch die EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020. Hierin wird in Ziel 2 „Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen“ mit Maßnahme 5 die „Verbesserung der Kenntnisse über Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in der EU“ (EU 2011) festgesetzt. Die Mitgliedstaaten werden somit verpflichtet, auf nationaler Ebene, den Zustand der Ökosysteme und deren Ökosystemleistungen zu erfassen und zu bewerten (EU 2011).

Zur Umsetzung dieser Verpflichtung und zur Bündelung vorhandener Arbeiten wurde die EU-Arbeitsgruppe „Kartierung und Bewertung von Ökosystemen und deren Leistungen“ (mapping and assessment of ecosystems and their services, MAES) gegründet. Die Arbeitsgruppe MAES stellt ein beratendes Gremium für eine EU-weite Umsetzung der oben angeführten Ziele dar und setzt sich aus offiziellen Repräsentanten der EU Mitgliedstaaten, Experten unterschiedlicher Dienststellen der Europäischen Kommission und der Europäischen Umweltagentur sowie unabhängigen Wissenschaftlern zusammen (MAES & LIQUETE et al. 2016). Die unterschiedlichen Grundlagen für die Umsetzung der formulierten Ziele wurden zu einem gemeinsamen, auf die Bedürfnisse der Mitgliedstaaten angepassten Rahmenkonzept zusammengeführt. Das endgültige Rahmenkonzept zeigt, wie sozio-ökonomische Systeme über die ÖSL mit Ökosystemen verbunden sind (Abb. 1).



**Abb. 1: Rahmenkonzept für eine EU-weite Bewertung von ÖSL (MAES et al. 2013)**

Alle Ökosysteme mit ihren spezifischen Prozessen und Strukturen, für deren Aufrechterhaltung die Biodiversität eine entscheidende Rolle spielt, erfüllen unterschiedlichste Funktionen. Diese, je nach Kapazität und Potenzial, immer und kostenlos

verfügbaren Funktionen der Ökosysteme stellen das Angebot dar (DE GROOT et al. 2010). Durch die Nutzung der Ökosysteme profitiert der Mensch von diesen Funktionen, setzt sie damit in Wert und löst eine gesellschaftliche Reaktion aus (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Durch diese Nachfrage nach Ökosystemfunktionen werden diese zur Leistung, die für den Menschen erbracht wird. Ökosystemleistungen stellen damit die Schnittstelle zwischen Natur und Menschen dar (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010). Die Nutzung von ökosystemaren Funktionen ist also Grundlage und Voraussetzung für menschliches Wohlbefinden. Durch diese Nutzung wird der Mensch zur treibenden Kraft innerhalb des Systems und beeinflusst die Verteilung und Ausprägung von Ökosystemen und damit letztendlich ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit entscheidend. Gemäß MEA können ÖSL in Versorgungsleistungen (provisioning services), Regulationsleistungen (regulating services), kulturelle Leistungen (cultural services) und Basis- bzw. unterstützende Leistungen (supporting services) unterteilt werden (MEA 2005; MARZELLI et al. 2014).

Die **Versorgungsleistungen** beziehen sich auf erneuerbare, biotische Güter, die von der Natur bereitgestellt werden, dazu gehören z. B. Nahrung und Energie, Materialien für Kleidung und Bauen sowie medizinische und genetische Ressourcen, aber auch Sauerstoff und Wasser. Die abiotischen Bestandteile von Ökosystemen, wie beispielsweise oberflächennahe mineralische Stoffe und Wind- bzw. Sonnenenergie können nicht klar einem Ökosystem zugeordnet werden und zählen nicht direkt zu den ÖSL (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Durch die Indikatoren Produktions- und Handelszahlen sowie Marktpreise der Produkte sind die Versorgungsleistungen relativ einfach zu erfassen (BURKHARD et al. 2012). Die **Regulationsleistungen** umfassen Prozesse wie Energieumwandlung, das Filtern, Puffern und Abbauen von Schadstoffen, die Selbstreinigungskraft von Gewässern sowie den Erosionsschutz (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Die Regulationsleistungen beziehen sich direkt auf Ökosystemfunktionen und sind aufgrund deren Komplexität schwer zu quantifizieren und werden meist modellbasiert erfasst (JØRGENSEN & NIELSEN 2012).

Eine ökonomische Bewertung der Regulationsleistungen ist aufgrund der Komplexität und Verteilung der Auswirkungen meist nicht möglich (BURKHARD et al. 2012). Da viele regulierende Leistungen durch Bestandteile der Nährstoff- und Wasserkreisläufe angetrieben werden, besteht hier die Gefahr der Doppelzählung (GRUNEWALD & BASTIAN 2013).

Unter den **kulturellen Leistungen** werden Möglichkeiten zur Gesunderhaltung der Menschen, zur geistigen Erbauung, zum ästhetischen Genuss, zur geistigen Bereicherung, Tourismus und Erholung sowie ethische, spirituelle oder religiöse Werte zusammengefasst (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Die Bewertung von kulturellen Leistungen wird in den meisten Fällen als sehr subjektiv beschrieben und bezieht sich oft mehr auf die Erfahrungen, Gewohnheiten, Glaubenssysteme, Verhaltenstraditionen und das Urteilsvermögen sowie den Lebensstil des Betrachters als auf das Ökosystem selbst (KUMAR & KUMAR 2008; HANSEN-

MØLLER 2009).

Die **unterstützenden Leistungen** werden u. a. von MÜLLER & BURKHARD (2007) und auch in HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2013) nicht als eigene Leistung definiert, sondern als Zwischenschritte (intermediate services) bzw. ökologische Integrität bezeichnet. Diese werden als die Prozesse und Strukturen, wie Nährstoffkreisläufe und Primärproduktion definiert, die die Funktionalität und Selbstregulierung der Ökosysteme aufrechterhalten (BURKHARD et al. 2012). Zudem sind diese Prozesse ökonomisch schwer zu bewerten und nicht klar voneinander abgrenzbar. Insbesondere die Trennung zwischen regulierenden Leistungen und ökologischer Integrität ist nicht immer einfach und eindeutig möglich. Daher wurde der Begriff der „endgültigen Ökosystemleistungen“ (final ecosystem services) eingeführt, der Bestandteile der Natur beschreibt, die direkt genossen, konsumiert oder verwendet werden, um menschliches Wohlbefinden zu erzielen (BOYD & BANZHAF 2007). Ökosysteme und ihre Funktionen und Kapazitäten sind räumlich explizit. Allerdings werden ihre Leistungen oft an anderen Orten, zu anderen Zeiten und durch unterschiedliche Nutzer in Anspruch genommen. Die Wechselwirkungen und Verbindungen zwischen ÖSL untereinander sowie die zeitliche und räumliche Verteilung von Angebot und Nachfrage bzw. Produktionskapazität und Nutzung wird als Trade-off bezeichnet (DE GROOT et al. 2010). Diese Trade-offs gilt es bei der Erfassung und Bewertung von ÖSL zu berücksichtigen. Neben den konzeptionellen Entwicklungen wurde auch die praktische Anwendung von Methoden zur Erfassung und Bewertung von ÖSL untersucht. So wurde von VIHERVAARA et al. (2010) eine Klassifizierung von ÖSL anhand von Landnutzung und Experteninterviews vorgenommen sowie eine Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungsformen in borealen Waldlandschaften in Lappland durchgeführt. Im selben Gebiet wurden durch MONONEN et al. (2017) weitere unterschiedlich komplexe Methoden angewendet und verglichen. In KROLL et al. (2012) werden mit einer matrix-basierten Methode die Trade-offs zwischen Angebot und Nachfrage von Versorgungsleistungen entlang eines Stadt-Land-Gradienten erfasst. Auf Grundlage von hydrologischen Modellen wurde von NEDKOV & BURKHARD (2012) eine Berechnung von Angebot, Nachfrage und Budget der ÖSL Flutregulierung in Bulgarien durchgeführt.

Die Komplexität der unterschiedlichen in Europa vorkommenden Ökosysteme und die von ihnen erbrachten Leistungen macht internationale, interdisziplinäre Zusammenarbeit zur Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie 2020, insbesondere des Ziel 2, Maßnahme 5 unerlässlich. Der europäischen MAES Arbeitsgruppe zuzuordnen sind mit diesem Ziel verschiedene Forschungsprojekte entstanden. Das Projekt **OpenNESS** (Operationalisation of natural capital and ecosystem services) mit einer Laufzeit von Dezember 2012 bis Mai 2017 hatte das Ziel die Konzepte ÖSL und Naturkapital auf konkrete Probleme in Politik und Wirtschaft anzuwenden. Gemeinsam mit 37 öffentlichen und privaten internationalen

Partnern wird eine interaktive Plattform für praxistaugliche Instrumente und Methoden bereitgestellt. Ermöglicht werden soll dies u. a. durch eine Vielzahl von durchgeführten Fallstudien mit dem Ziel, die Kenntnislücken über die Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen insbesondere in der Praxis zu schließen (OPENNESS-PROJECT 2017). Das von Januar 2012 bis November 2017 gelaufene Projekt **OPERAs** (Ecosystem science for policy and practice) hat zum Ziel, die Lücken zwischen den theoretischen Forschungsarbeiten zum Thema ÖSL sowie Naturkapital und Praxis zu schließen. Durch die Fokussierung auf praktische Arbeit soll ein breites Spektrum von Entscheidungsträgern, Praktikern und Forschern erreicht werden, die das ÖSL - Konzept besser verstehen und anwenden wollen. Ziel ist es, die bei der Anwendung auftretenden Probleme zu lösen. Hierzu arbeiten in dem Projekt unterschiedliche internationale Partner zusammen (OPERAS-PROJECT 2017). Aus diesen Projekten entstand die online Plattform Oppla, die dem Austausch von Informationen, der Vernetzung und der gemeinsamen, interdisziplinären Arbeit dienen soll. Es sollen Inhalte, Arbeitsprozesse und Ergebnisse aus unterschiedlichen (inter)nationalen Projekten und von unterschiedlichen Akteuren zusammengetragen werden und so der Erkenntnis zum Thema Ökosystemleistung und der Umsetzung des Konzeptes dienen (OPPLA 2017). Für die Kartierungen und Bewertung von Ökosystemleistungen gibt es bis heute keine einheitliche Systematik in den EU-Mitgliedstaaten. Das seit Februar 2015 laufende EU-Verbundprojekt **ESMERALDA** (Enhancing ecoSystem sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) zielt darauf ab, bis zu seinem Ende im Juli 2018 eine flexible europaweit anwendbare Methodik zu entwickeln. Es sollen die Anforderungen entsprechender Bewertungen für Planungszwecke, Landwirtschafts-, Klima-, Wasser- und Umweltpolitik erfüllt werden (BURKHARD et al. 2016).

Durch **ESMERALDA** soll ein Überblick über den Stand der Kartierung und Bewertung von ÖSL in den EU-Mitgliedstaaten erstellt werden, um daraus Methoden zur Entwicklung qualitativ hochwertiger und konsistenter Informationen über den Zustand von Ökosystemen und ihren Leistungen abzuleiten. Beispielhafte Anwendungen aus ausgewählten Fallstudien sollen, über eine Onlineplattform geteilt, politische Empfehlungen und praktische Anleitungen, Daten und Werkzeuge für die Umsetzung von ÖSL Kartierungen und Erfassungen bereitstellen und ein Kernstück der Ergebnisse bilden (ESMERALDA-PROJECT 2017). Neben weiteren Partnern aus zahlreichen europäischen Ländern ist die Paris Lodron Universität in Salzburg Partner des **ESMERALDA** Projekts. Eingebettet in diesen Kontext soll diese Arbeit entstehen.

## 1.2 Erfassen und Bewerten von Ökosystemleistungen

Um ÖSL in Planungs- und Entscheidungsfindungsprozessen berücksichtigen zu können und so eine intakte Umwelt nachhaltig zu bewahren, müssen diese möglichst einfach und

gleichzeitig detailliert sowie zur Fragestellung passend erfasst und bewertet werden. Mit Hilfe von Karten ist die Darstellung von Ökosystemleistungen räumlich explizit, verhältnismäßig einfach und nachvollziehbar möglich. Nach MAES Rahmenkonzept sind hierfür die folgenden Schritte notwendig: Kartierung der Ökosysteme, Bewertung der relevanten Ökosystemzustände, Bewertung der Ökosystemleistung und Integriertes Ökosystem Assessment (MAES et al. 2014).

Für die Bewertung und Darstellung von ÖSL muss eine bewusste Trennung zwischen ökosystemaren Funktionen, den daraus resultierenden Leistungen und dem Nutzen für den Menschen erfolgen (BURKHARD et al. 2010). Zusätzlich zu meist aufwendigen und umfangreichen Datenerfassungen müssen geeignete Kategorisierungen und Indikatoren gefunden werden, um ÖSL einheitlich und vergleichbar erfassen zu können (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Hierfür erfolgt eine Typologisierung von Ökosystemen sowie deren Angebot und Kapazität auf der einen und den erbrachten Leistungen auf der anderen Seite. Eine einfache Methode zur Einteilung von Ökosystemen sind die auf Landnutzungsstrukturen beruhende CORINE (coordination of information on the environment) Landbedeckungsdaten. Die CORINE Daten bieten eine EU-weite Darstellung von 44 Landbedeckungs- und Nutzungsklassen, welche größtenteils automatisiert aus Satellitendaten erstellt werden (COPERNICUS 2017).

Für die Klassifizierung von ÖSL wird für das MAES Rahmenkonzept der Ansatz der Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) adaptiert. CICES bietet einen hierarchischen Rahmen für die Klassifizierung von Ökosystemleistungen, wobei jede Ebene eine detailliertere Beschreibung der betrachteten ÖSL ermöglicht (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013). Darüber hinaus bestehen teilweise unterschiedliche Klassifizierungsansätze und Empfehlungen für Indikatoren (MEA 2005; BURKHARD et al. 2009; DE GROOT et al. 2010; TEEB 2010; UKNEA 2011; BURKHARD et al. 2012; MAES et al. 2014). Diese zeigen grundlegende Gemeinsamkeiten, unterscheiden sich jedoch in Details, auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll. Durch CICES wird versucht diese unterschiedlichen Ansätze vergleichbar zu machen und in eine einheitliche Systematik zu übersetzen (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2017). Insbesondere die Einteilung in „endgültige Ökosystemleistungen“ und die Trennung von regulierenden und unterstützenden Leistungen ist nicht ohne Weiteres allgemeingültig möglich. So überschneiden sich vor allem einige regulierende Leistungen, wie die Bekämpfung von Schädlingen bzw. Krankheitserregern und auch die Retentionsleistung von Nähr- und Schadstoffen durch die Komplexität der zugrundeliegenden Prozesse.

Für die Erfassung von ÖSL ist die Auswahl geeigneter Indikatoren von entscheidender Bedeutung. Diese Indikatoren sollen quantifizierbar, sensitiv gegenüber Landnutzungsveränderungen, zeitlich und räumlich explizit und skalierbar sein (VAN



OUDENHOVEN et al. 2012). Indikatoren sind eine vergleichsweise einfach zu ermittelnde Kommunikationsmöglichkeit und ermöglichen eine reduzierte, aber aussagekräftige Erfassung hochkomplexer Mensch-Umweltsysteme (GRUNEWALD et al. 2017). Die Entwicklung von geeigneten Indikatoren für die einheitliche Erfassung und Bewertung von ÖSL, insbesondere im Rahmen von MAES und CICES, ist nach wie vor nicht abgeschlossen (GRUNEWALD et al. 2017).

Abhängig von den Anforderungen an die resultierenden Ergebnisse, der Verfügbarkeit benötigter, geeigneter Daten, der betrachteten Planungsebene und der verfügbaren Zeit können unterschiedliche, in ihrer Komplexität stark variierende Ansätze zur Bewertung von ÖSL zielführend sein. Einfache Ansätze mit einer vergleichsweise niedrigen Anforderung an die benötigte Datengrundlage sind einfacher zu erklären und zu verstehen und erfordern weniger technisches und methodisches Know-how beim Bearbeiter. Entsprechend sind deren Ergebnisse meist einfacher zu kommunizieren und damit einer größeren Bevölkerung zugänglich. Komplexere Ansätze hingegen erfordern einen erhöhten Aufwand zur Bereitstellung der verwendeten Datengrundlage, benötigen ein erhöhtes Fachwissen sowohl bei den Bearbeitenden zur Erarbeitung der Ergebnisse als auch bei den Empfängern der Ergebnisse. Mit steigender Komplexität der Ansätze steigt potenziell der Arbeitsaufwand, aber auch die Genauigkeit und Glaubwürdigkeit der erzielten Resultate (KAREIVA 2011). Die MAES Arbeitsgruppe schlägt in ihrem Rahmenkonzept einen dreistufigen Prozess zur Kartierung von ÖSL vor, welcher mit jeder Stufe, aufbauend auf detaillierter werdenden Daten und Klassifizierungsrahmen, genauere Ergebnisse erzielt. Wobei nicht in allen Fällen die komplexeste Methode das Beste Ergebnis liefert (MAES et al. 2016).

Karten der ersten Stufe werden in der Regel auf Grundlage von Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten erstellt, die das direkte Erfassen von ÖSL erlauben. Hierbei werden überschlägige Werte für einzelne ÖSL direkt aus der Landnutzungsklasse abgeleitet. Für Karten der Stufe zwei werden zusätzliche Daten, wie Bodenkarte, Klimadaten oder statistische Daten zu den Landnutzungsdaten hinzugefügt, um damit ein detaillierteres bzw. genaueres Ergebnis zu erhalten. In der dritten Stufe werden darüber hinaus prozessbasierte Modelle verwendet, um ein tiefgreifendes Verständnis der untersuchten Systeme und Leistungen zu ermöglichen (MAES et al. 2014).

Durch die räumliche Komponente von ÖSL und die Notwendigkeit die Verteilung von Ökosystemen sowie dem daraus resultierenden Angebot und der Nachfrage darzustellen, bietet sich der Einsatz von GIS-System an (BATEMAN et al. 2002). Hierbei sind Datensätze mit möglichst „passender“ Auflösung auszuwählen bzw. die Skaleneffekte der räumlichen Auflösung zu berücksichtigen (GRÊT-REGAMEY et al. 2014). Die rasanten Entwicklungen von GIS Software- und Rechnerleistung sowie Datenverfügbarkeit in den letzten Jahren ist auch für die Bewertung von ÖSL von großer Bedeutung (GRUNEWALD & BASTIAN 2013). Diese

ermöglichen leichteren, schnelleren Zugang zu Informationen und das rasche Erstellen von Übersichtsanalysen auf der einen sowie komplexe, räumlich explizite Analysen auf der anderen Seite (BAGSTAD et al. 2013). Durch diese Möglichkeiten hat sich ein breites Angebot an verschiedenen Modellierungsansätzen und Werkzeugen zur Ermittlung und Bewertung von ÖSL entwickelt. Diese unterscheiden sich sowohl in ihren Anforderungen an Hardware und Nutzer als auch in ihrer Komplexität, sodass das Spektrum von einfachen, tabellenbasierten Anwendungen bis hin zu komplexen, biophysikalischen, prozessbasierten Analysewerkzeugen reicht. Teilweise beruhen die Modelle und Werkzeuge auf den integrierten GIS Bordmitteln oder sind eigenständige Produkte, die speziell für den Einsatz zur Bewertung von ÖSL entwickelt wurden wie InVEST, (NATURALCAPITALPROJECT 2017) ARIES (ARIES 2017) und LUCI (LUCITOOLS 2017). Alternativ können entsprechende Modellierungswerkzeuge aus den unterschiedlichen Fachdisziplinen verwendet werden, wie die Modelle Soil and Water Assessment Tool (SWAT) oder Variable Infiltration Capacity model (VIC) (PALOMO et al. 2017).

### 1.3 Ziele, Forschungsfrage und Hypothesen

In dieser Arbeit soll eine Erfassung und Bewertung von ÖSL im Einzugsgebiet des Mondsees durchgeführt werden. Hierfür soll ein Überblick über die dort vorkommenden Ökosysteme und Prozesse gegeben, sowie die für die Lösung der im Mondseeinzugsgebiet bestehenden Probleme relevanten Leistungen identifiziert werden. Das Einzugsgebiet des Mondsees ist seit mehreren Jahren Forschungsschwerpunkt LTER (MIRTL et al. 2015). In diesem Rahmen wurden innerhalb unterschiedlicher interdisziplinärer Forschungsthemen zahlreiche Daten erhoben und Untersuchungen durchgeführt, um den Problemen, die durch Hochwasser und Phosphoraustrag verursacht werden zu begegnen (KLUG 2012b). Für den Mondsee wurden die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den letzten Jahren nicht immer vollständig erreicht (KLUG 2012b). Ein entscheidender Grund hierfür ist unter anderem der diffuse Eintrag von Phosphor aus den umliegenden Landnutzungsklassen insbesondere der landwirtschaftlichen Nutzung in die Gewässer. Aus diesem Grund stehen im Mondseeinzugsgebiet und in dieser Arbeit hydroökologische Fragestellungen und damit die regulierenden ÖSL im Vordergrund. In einem gestuften Prozess sollen in diesem Zusammenhang relevante Leistungen erfasst und bewertet werden. Zum einen soll die Matrixmethode nach BURKHARD et al. (2012) einen Überblick über die räumliche Verteilung von Angebot und Nachfrage nach ÖSL geben und zum anderen soll die Ausbreitung von Phosphor in der Landschaft als Indikator der Leistung Nährstoffretention mit dem Werkzeug „integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs“ (InVest) (NATURALCAPITALPROJECT 2017) modelliert und bewertet werden.

Es sollen die Fragen behandelt werden, ob die ausgewählten Ökosystemleistungen mit den

verwendeten GIS-Methoden für das Mondseeinzugsgebiet ausreichend detailliert ermittelt werden können und ob eine Übertragbarkeit und Integration in internationale Bewertungsverfahren möglich ist. Der Fokus soll auf der Frage liegen, ob das Modell InVest für die Erfassung der ÖSL Nährstoffretention für das Einzugsgebiet des Mondsees geeignet ist und welche Unterschiede im Vergleich zu anderen Modellierungen bestehen.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) wird durch das Einzugsgebiet des Mondsees abgegrenzt. Es befindet sich ca. 8 km östlich der Stadt Salzburg und gehört zu den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg (Abb. 2). Mit einer Gesamtgröße von 248 km<sup>2</sup> umfasst es 19 Gemeinden. Die Gemeinden Oberwang, Sankt Lorenz, Thalgau und Tiefgraben sind flächenmäßig am größten vertreten und nehmen zusammen 50 % der Fläche ein (BEV 2017b). Das UG hat insgesamt eine Ausdehnung von ca. 20 km in Nord-Süd-Richtung und von ca. 27 km in West-Ost-Richtung. Die West-Autobahn (A1) verläuft zentral von Osten nach Westen nördlich des Mondsees durch das UG.



Abb. 2: Das Einzugsgebiet des Mondsees mit administrativen Grenzen

Das UG ist insgesamt nur spärlich besiedelt. Von der Gesamtfläche werden ca. 6 % von lockerer Bebauung eingenommen. Fast die Hälfte des UG, ca. 44 % ist mit Wald bestockt. Davon entfallen ca. 33 % auf Mischwald, ca. 8 % auf Nadelwald und ca. 3 % auf Laubwald. Grünlandnutzung wird auf ca. 36 % der Fläche betrieben, während nur ca. 1.8 % ackerbaulich genutzt werden. Ca. 9 % der Fläche wird durch Seen und Gewässer eingenommen. Die restlichen 3.2 % bilden sonstige Flächen wie spärlich bewachsene Flächen, Freizeitanlagen und Sümpfe (eigene Berechnungen auf Grundlage von Corine Land Cover Daten 2012 COPERNICUS (2017)).

Der Mondsee liegt innerhalb der voralpinen Seenlandschaft des Salzburger Flachgaus und des Salzkammerguts, eine vornehmlich durch Kulturlandschaft in hügeligem Gelände geprägte Landschaft (FINK et al. 2000). Die Region stellt eine Übergangszone zwischen den Großlandschaften Ostalpen und den nördlich angrenzenden Vorländern und randalpinen Becken dar. Der Großteil des UG ist hier dem Alpenvorland zuzuordnen, nur ein Teilgebiet im Süden weist mit dem Fuschlseegebiet, dem Thalgauer Zungenbecken und einem kleinen Teil des Aberseegebietes alpinen Charakter auf (SEEFELDNER 1961).

Naturräumlich bzw. landschaftsgenetisch kann das UG in drei Einheiten eingeteilt werden. Die im Süden gelegenen nördlichen Kalkalpen mit den teilweise schroffen Steilwänden bilden die höchsten Erhebungen im UG. Die durch mächtige Kalke, insbesondere Wettersteindolomit, Wettersteinkalk, Hauptdolomit und Plattenkalk sowie teilweise Mergelkalken, aufgebauten Berge Schober (1 328 m), die Drachenwand (1 176 m) und der Schafberg (1 782 m) grenzen das UG nach Süden hin ab (VAN HUSEN & EGGER 2014). Nördlich hiervon liegt das hügelige aus Sand- und Kalksandsteinen, der heterogenen Altlangbach-Formation sowie der Zementmergelerde und den Oberen Bunten Schiefern aufgebaute Gelände des Rhenodanubischen Flysch (EGGER & VAN HUSEN 2003). Die rundlichen Hügel dieser Flyschzone erreichen mit den Erhebungen Hochpletzspitz (1 134 m), Kulmspitz (1 095 m), Mondseeberg (1 029 m), Kolomannsberg (1 114 m) Höhen um die tausend Meter. Die das UG durchziehenden Täler stellen mit ihren Grund- und Endmöränen eine glazial geprägte Beckenlandschaft dar (KNOLL et al. 2004). Ein Großteil dieser Landschaft wird von pleistozänen Geschiebemergeln der Grundmoräne bedeckt. Die Auen der Fuschler Ache, Zeller Ache und Wangauer Ache werden durch junge Fluss- und Deltaablagerungen gebildet, die im Randbereich in Schwemmkegel und Hangschüttungen übergehen. In den Tälern und Auen sowie abflusslosen Vertiefungen sind immer wieder kleinflächige Moore und Vernässungen zu finden (EGGER & VAN HUSEN 2003; VAN HUSEN & EGGER 2014). Die hier gelegenen glazialen Stillgewässer Mondsee (481 m) und Irrsee (533 m) markieren die tiefsten Bereiche des UG.

Die durch die geologischen, klimatischen und orografischen Bedingungen beeinflusste Bodenbildung im UG ist durch die Prozesse der Vergletscherung während der Kaltzeiten

Günz, Mindel, Riß und insbesondere der letzten Kaltzeit Würm vor ca. 10 000 Jahren geprägt. Zur Zeit der größten Vereisungen war das UG beinahe vollständig vom Eis des Thalgaauer Astes des Traungletschers bedeckt. Dies führte zu gravierenden Veränderungen in der Gestaltung der Oberfläche und setzte die Bodenbildung „auf null“ (VAN HUSEN & EGGER 2014). Bedingt durch das Ausgangsmaterial der Grundmoräne und den Sandstein- und Mergelschichten der Flyschzone sowie den alpinen Kalken haben sich im UG sechs geomorphologisch ähnliche Bereiche mit unterschiedlichen Bodentypen entwickelt (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT 1978a, 1978b, 1981, 1983, 1985), die hier kurz erläutert werden sollen. Das **Gebiet der Auen** entlang der großen Fließgewässer im UG enthält noch junges und weniger entwickeltes, holozänes Schwemmmaterial aus welchem meist kalkige teilweise vergleyte Auböden und Gleye entstehen. Diese Böden zeichnen sich durch hohe Grundwasserstände und teilweise regelmäßige Überschwemmungen aus. Den Böden im daran angrenzenden **Gebiet der Schwemmfächer** liegt fluvial, nacheiszeitlich umgelagertes Ausgangsmaterial aus den drei Gebieten Flysch, Kalkalpen und Moränenlandschaft zugrunde, die jeweils unterschiedliche Standorteigenschaften bedingen. Auf Jungmoränenmaterial kommen hauptsächlich gut drainierte, für Grünland- und Ackernutzung geeignete Lockersediment-Braunerden vor. Diese können im Übergang zu den Auen Anzeichen von Vergleyung enthalten. Aus Flyschmaterial aufgebaute Schwemmfächer bilden die Grundlage für bindige, tagwasserstauende Pseudogleye, die aufgrund anhaltender Frühjahrsvernässung mit zeitweisem Sauerstoffmangel nur für die Grünlandnutzung geeignet sind (BLUME et al. 2010). Im **Gebiet der Jungmoränen** sind auf locker gelagertem Flyschmaterial der Endmoräne überwiegend Lockersediment-Braunerden zu finden, die auf Seitenmoränen im Übergang zur Grundmoräne Grund- und Stauwassereinfluss aufweisen können. Unter Grundwassereinfluss entwickeln sich hier Gleyböden. Das verfestigte Material der Grundmoräne bildet den Ausgang für stauwasserbeeinflusste Pseudogleye sowie in feuchten Senken ohne Abfluss für Niedermoore, Hochmoore, Anmoore und Übergangsmoore. Im **Gebiet der Altmoränen** treten durch das Alter des Materials bedingte Wasser stauende Dichtelagerungen auf, was die Entwicklung von Pseudogleyen und pseudovergleyten Braunerden bedingt. Die meist bewaldeten, über 750 m – 850 m gelegenen Hügel des **Flyschgebietes** neigen zu Stauwasserbildung und Hangrutschungen. Im **Gebiet des anstehenden Gesteins** treten meist flachgründige Rendzinen und Braunlehme sowie teilweise Pseudogleye und Hanggleye auf.

Das UG ist durch eine Vielzahl an Fließ- und Stillgewässern insbesondere durch drei große Seen geprägt. Der zentral östlich gelegene **Mondsee** liegt in einem pleistozänen Zungenbecken des Traungletschers (VAN HUSEN & EGGER 2014), in der Störzone zwischen Flysch und Kalkalpen und ist mit 14.15 km<sup>2</sup> das größte Stillgewässer im UG. Der Mondsee

weist eine maximale Seetiefe von 68 m und ein mittleres Volumen von 510 Mio. m<sup>3</sup> auf (LAND OBERÖSTERREICH 2017b). Der in Privatbesitz befindliche, beliebte Badensee und die gesamte Region ist ein viel besuchtes Touristenziel mit entsprechender Infrastruktur wie bspw. Hotels und Seeschifffahrt (TTG 2017).

Der nördlich im UG in einer glazial ausgeschürften Querschlucht gelegene **Irrsee**, auch Zeller See genannt, hat eine Größe von 3.5 km<sup>2</sup> (SEEFELDNER 1961). Der Wasserspiegel bei Mittelwasser liegt bei 749.7 m ü A und die max. Seetiefe bei 69.8 m. Der Irrsee hat bei Mittelwasser ein Volumen von 180.6 Mio. m<sup>3</sup> und ein Einzugsgebiet inkl. See von 54.7 km<sup>2</sup> (LAND SALZBURG 2017b). Der Irrsee kann mit einem Phosphatgehalt von unter 0.01 mg/l als oligotropher See eingestuft werden (LAND SALZBURG 2017c).

Der kleinste der hier beschriebenen Seen ist mit 2.64 km<sup>2</sup> der im Südwesten des UG, im Zungenbecken eines Zweiges des Traungletschers, gelegene **Fuschlsee** (SEEFELDNER 1961). Die Seehöhe bei Mittelwasser beträgt 663.3 m ü A und die max. Seetiefe 67.3 m. Der Fuschlsee hat bei Mittelwasser ein Volumen von 97.43 Mio. m<sup>3</sup> und ein Einzugsgebiet inkl. See von 29.45 km<sup>2</sup> (LAND SALZBURG 2017a). Wie auch der Irrsee hat der Fuschlsee einen sehr geringen Phosphatgehalt von unter 0.01 mg/l und kann somit ebenfalls als oligotropher See eingestuft werden (LAND SALZBURG 2017d).

Die Stillgewässer haben aktuell einen guten chemischen Zustand, allerdings besteht insbesondere für den Mondsee ein Risiko, dass sich durch den Eintrag von Phosphor der Zustand verschlechtern wird (ACHLEITNER et al. 2007). Durch die meist geringen Gehalte an Phosphor ist dieser in Gewässern ein wachstumslimitierender Faktor, da er hauptsächlich im Boden festgelegt wird und so vor Austrag geschützt ist (BLUME et al. 2010). Eine Erhöhung der Phosphorkonzentration bedingt also in der Regel ein Wachstum der im Wasser lebenden Algen (BOHNER & SCHINK 2007). Insbesondere das oft vorkommende Wachstum der für Menschen und Tiere giftigen Blaualgen stellt ein Problem dar (BOHNER & SCHINK 2007). Eine erhöhte Konzentration von Phosphor ist in den meisten Fällen auf Düngegabe zurückzuführen. Somit hat die Bewirtschaftungsform, insbesondere der landwirtschaftlichen Flächen, Acker und Grünland einen besonderen Einfluss auf die Phosphorauswaschung (BLUME et al. 2010).

Das UG weist ein weitverzweigtes und relativ gleichmäßig verteiltes Fließgewässernetz mit einer Dichte von 1.8 km/km<sup>2</sup> auf. Die durchschnittliche Distanz von landwirtschaftlichen Flächen zu Fließgewässern beträgt ca. 180 m, die maximale Entfernung eines Punktes auf diesen Flächen ca. 1 200 m. Anhand dieser statistisch ermittelten Werte wird die geringe Entfernung der landwirtschaftlichen Flächen von Gewässern deutlich. Die Entwässerung erfolgt über die Wangauer Ache, den Irrsee und die Zeller Ache, den Fuschlsee und die Fuschler Ache in den Mondsee und von dort über die Seeache in den südöstlich gelegenen Attersee über die Traun, die wiederum in die Donau entwässert. Die großen Fließgewässer

des UG lassen sich nach FINK et al. (2000) dem Fließgewässernaturraum Flysch- oder Sandsteinvoralpen zuordnen. Aufgrund der geologischen Verhältnisse und anthropogener Einflüsse weisen die Fließgewässer eine geringe Pendelbreite und eine Gerinnesohlenbreite von wenigen Metern auf. Bedingt durch das geringe Speichervermögen der Böden und Gesteine werden stark unterschiedliche Abflussmengen mit großen Abflussspitzen beobachtet (FINK et al. 2000). Durch die Wasserundurchlässigkeit der Gesteine kommt es zu einem schnellen Anstieg des Oberflächenabflusses bei Regen und zu einer Austrocknung kleiner Gerinne in niederschlagsarmen Zeiten, was in regelmäßigen Abständen zu Überflutungen führt (VAN HUSEN & EGGER 2014). Die Grundwasserverhältnisse insbesondere in den Spalten und Verwitterungsschichten des Flyschgebietes sind durch oberflächennahes, niederschlagsabhängiges Wasser geprägt (FUCHS et al. 2004). Die im Süden gelegenen verkarsteten Kalkalpen sind durch eine Vielzahl kleinerer Quellen charakterisiert, an denen das in Klüften und Spalten fließende Wasser zutage tritt (FUCHS et al. 2004).

Klimatisch lässt sich das UG der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas mit überwiegend kontinentalen Einflüssen zuordnen. Das Klima kann als regenreich mit relativ milden, langen Wintern ohne Extreme im jahreszeitlichen Temperaturgang beschrieben werden (LAND OBERÖSTERREICH 2017a). Anhand der geografischen Lage am 47. Breitengrad und der geringen Temperaturamplitude kann eine mittlere Kontinentalität ermittelt werden (MANIAK 2010). Die unterschiedlichen Klimaparameter, insbesondere der Niederschlag weisen, bedingt durch die orografischen Verhältnisse, eine hohe Heterogenität in ihrer Verteilung auf. So liegt die mittlere Niederschlagsmenge im alpinen Süden bei fast 1800 mm und im Norden des UG nur noch bei 800 mm im Jahr. Die durchschnittliche Windrichtung liegt bei West-Nordwest. Regenwolken werden daher meist in die höher gelegenen südlichen Bereiche des UG transportiert und regnen sich in den höheren Lagen ab (KLUG 2012b).

Die Wetterbeobachtungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG 2017) der Jahre 1971 – 2000 an der Station Mondsee zeigen einen mittleren Jahresniederschlag von 1545 mm sowie eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 8.7 °C. Starkregenereignisse mit mindestens 50 mm/d treten an zwei bis vier Tagen im Jahr auf (KLUG 2012b). Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU GESETZGEBER 2000), mit ihrem Ziel eine EU- weit einheitliche, nachhaltige und umweltverträgliche Wasserpolitik umzusetzen, fordert von den Mitgliedstaaten bis spätestens 2027, einen guten ökologischen und guten chemischen Zustand für Oberflächengewässer erreicht zu haben und diesen zu erhalten. Der ökologische Zustand des Mondsees wird aktuell als mäßig eingestuft (BMLFUW 2015). Verschiedene Maßnahmen, wie der Bau einer Ringkanalisation und die bessere Klärung von Abwasser konnten den Zustand der Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessern (ACHLEITNER et al. 2007). Für den Mondsee wird allerdings ein sicheres Risiko in Hinblick auf eine mögliche Zielverfehlung 2021 für die Parameter Nährstoffe und organische



Belastungen prognostiziert (BMLFUW 2015). Damit besteht die Gefahr, dass der Zustand sich in Zukunft wieder verschlechtern wird. Um die Ursachen und Auswirkungen von erhöhtem Nährstoffaustrag, insbesondere infolge von Starkregenereignissen zu untersuchen, wurde das Mondsee-Einzugsgebiet in das Österreichische Netzwerk der Österreichischen Gesellschaft für ökologische Langzeitforschung (Austrian Long Term Ecological Research Network LTER) integriert (MIRTL et al. 2015). Im Fokus der Arbeiten stehen in erster Linie der Nährstoffaustrag in den Mondsee, aber auch transdisziplinäre Forschungen sowie die generelle Entwicklung der Landschaft. Weitere Informationen über das Mondsee-Einzugsgebiet und die laufenden Forschungen sind im Internet auf den Seiten des Forschungsprojektes zu finden<sup>1</sup>.

## 2.2 Daten

In Tab. 1 sind die in dieser Arbeit verwendeten Datengrundlagen aufgeführt. Die digitale Katastralmappe und die Daten zu Fließ- und Stillgewässern wurden von den Landesämtern der Länder Oberösterreich (Digitales Oberösterreichisches Raum-Informationssystem DORIS) und Salzburg (Salzburger Geographisches Informationssystem SAGIS) zur Verfügung gestellt und über die Universität Salzburg weitergegeben.

**Tab. 1: Verwendete Datengrundlagen**

Datengrundlagen	Quelle
Evapotranspiration	Berechnungen von KLUG (2006)
Niederschlag	Datenübergabe von KLUG (2016)
Corine Land Cover 2012	COPERNICUS (2017)
Digitale Katastralmappe	DORIS, SAGIS
Nutzungsintensität	Datenübergabe von KLUG (2017)
Digitales Geländemodell	BEV (o. J.)
Fließ- und Stillgewässer	DORIS, SAGIS
Digitale Bodenkarte	Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)
Hydrologische Bodengruppen	FutureWater HiHydroSoil (DE BOER 2016)

<sup>1</sup>[https://data.lter-europe.net/deims/site/LTER\\_EU\\_AT\\_039\\_001](https://data.lter-europe.net/deims/site/LTER_EU_AT_039_001)

<http://landscapelab.zgis.at>

## 2.3 Methoden

### 2.3.1 Landnutzungskarte

Als Grundlage für die weitere flächenhafte Bearbeitung diente im Rahmen dieser Arbeit eine Landnutzungskarte, die aus vorhandenen Daten erstellt wurde. Um eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Landnutzungs- bzw. Landbedeckungsdaten auf europäischer Ebene zu erreichen, wird in der Literatur die Verwendung von Corine Landcover (CLC) Daten vorgeschlagen (VIHERVAARA et al. 2010; MAES et al. 2014; GRUNEWALD et al. 2017).

Da für diese kostenlos zur Verfügung stehenden Daten unterschiedliche Objekte erst ab einer Mindestfläche von 25 ha erfasst werden und daraus eine relativ grobe Auflösung resultiert (COPERNICUS 2017) wurden für die in dieser Arbeit verwendete Grundlage die Daten regionalisiert. In Deutschland kann eine solche Regionalisierung durch die Verwendung der Geometrien aus dem ATKIS bzw. einer Transformation der Klassifizierung erreicht werden (GRUNEWALD et al. 2017). In Österreich liegen hierfür die Daten der digitalen Katastralmappe (DKM) vor. Um eine detaillierte Datengrundlage herzustellen, die räumlich eine genauere Auflösung bietet als die CLC, inhaltlich aber die gleiche Tiefe bzw. Klassifizierung bietet, wurden die Kategorien der Landnutzung aus der DKM in die Klassen der CLC Daten übersetzt. Die DKM enthält die Eigentumsverhältnisse an Grund und Boden und stellt neben Grundstücksgrenzen, Grundstücksnummern und anderem, auch die Nutzungsarten dar (BEV 2017a). Diese werden in der Benützungarten-Nutzungen-Verordnung (BANUV) beschrieben und dargestellt (BUNDESMINISTER FÜR WIRTSCHAFT, FAMILIE UND JUGEND 2010).

Teilweise sind die Übersetzungen dieser Nutzungsarten in CLC Klassen eindeutig möglich, teilweise ist eine Aggregation notwendig. So werden z. B. die Nutzungsarten „Baufläche befestigt“ und „Baufläche begrünt“, „Gärten“, „Gebäude“ und „Lagerflächen“ zur Klasse „bebaute Flächen nicht durchgängig städtischer Prägung“ zusammengefasst. Die unterschiedlichen Klassen der „Wiesen“, „Weiden“ und „gemähten Flächen“ wurden zusammen mit den „landwirtschaftlich genutzten Flächen“ der Klasse „Wiesen und Weiden“ zugewiesen. Da die DKM für das UG keine Differenzierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen vornimmt, wurden den Flächen, die in den CLC Daten als „nicht bewässertes Ackerland“ oder „Landwirtschaft mit natürlicher Vegetation“ klassifiziert sind und durch die DKM als landwirtschaftlich genutzt dargestellt werden über eine räumliche Selektion die CLC Klassen zugewiesen. Die Waldklassen wurden zum Typ „Mischwald“ zusammengefasst, da in der weiteren Bearbeitung sowohl durch die Matrixmethode als auch bei der Modellierung mit InVest keine Differenzierung der Waldtypen vorgenommen werden wird. Die Zuordnung der Nutzungsarten der DKM zu den CLC Klassen sind Tab. 2 zu entnehmen. Die Zuweisung erfolgte halbautomatisch mit dem Pythonskript *DKM\_CLC* (s. Anhang).

Die verbleibenden Flächen der Klasse „Sonstige Flächen“, die keine direkte Entsprechung in der Klassifikation der CLC hat, wurden anhand ihrer Lage und Nachbarschaftsverhältnisse sowie teilweise mit Hilfe eines Luftbildabgleichs manuell einer entsprechenden CLC Klasse zugeordnet. Es handelt sich hierbei überwiegend um kleinere Randflächen im Siedlungsbereich, an Straßen und Gewässern, die meist dem Siedlungstyp oder dem angrenzenden linearen Element zugewiesen wurden.

Da der verwendete Datensatz aus zwei Teilbereichen aus den Bundesländern Salzburg und Oberösterreich besteht, mussten an den Übergängen liegende Kleinst- bzw. Restflächen (Sliverpolygone) manuell entfernt werden. Anschließend konnte der Datensatz anhand der CLC Nutzungsklassen zusammengefasst werden (Dissolve), um die Anzahl der Einzelflächen zu reduzieren.

**Tab. 2: Übersetzung der Landnutzungsklassifizierung der DKM in die CLC Nomenklatur**

Nutzungsarten DKM	CORINE Landcover Nomenklatur	
Baufläche befestigt	Nicht durchgängig städtische Prägung	112
Baufläche begrünt		
Gärten		
Gebäude		
Lagerplatz		
Techn. Ver- und Entsorgungsanlage	Industrie/Gewerbeflächen	121
Werksgelände		
Straßenanlage	Straßen/Eisenbahnnetze	122
Abbaufläche	Abbaufläche	131
Deponie	Deponien, Abraumhalden	132
Erholungsfläche	Sport/Freizeitanlagen	142
Bergmahd	Wiesen und Weiden	231
Hutweide		
Weide		
Wiese		
Landw. genutzt	Nicht bewässertes Ackerland	211
Streuobstwiese	Landwirtschaft und natürliche Vegetation	243
Wald	Mischwald	313
Fels/Geröll	Felsflächen ohne Vegetation	332
Alpen	Flächen mit spärlicher Vegetation	333
Brachland		
Ödland		
Sumpf	Sümpfe	411
Gewässer fließend	Gewässerläufe	511
Gewässer stehend	Wasserflächen	512

Durch das beschriebene Vorgehen beim Erstellen der Landnutzungskarte werden vor allem die linearen Strukturen wie Straßen und Gewässer in der Datengrundlage zusätzlich berücksichtigt, welche im ursprünglichen CLC Datensatz nicht dargestellt werden und damit eine genauere Abgrenzung der Nutzungsarten ermöglicht. Die aktuellsten CLC Daten sind diejenigen mit dem Bezugsjahr 2012. Die vorliegenden Daten der DKM sind deutlich älter. Es wird allerdings erwartet, dass der positive Effekt der höheren räumlichen Auflösung die negativen Folgen der fehlenden Aktualität überwiegt.

Um den Zustand der für den Nährstoffaustrag relevanten Ökosysteme, der Grünlandflächen, bewerten zu können, wurden ergänzend zu den Nutzungsarten, Daten zur Nutzungsintensität in Form von Schnitthäufigkeit herangezogen. Diese wurden mit Hilfe von monatlichen Satellitenbildszenen für das Jahr 2005 erstellt (KLUG et al. 2007). Die Daten liegen als Shape mit drei Nutzungsklassen vor. Die Geometrien sind aufgrund ihrer Genese nicht deckungsgleich mit denen der Landnutzungskarte. Daher erfolgte die Zuweisung der Nutzungsintensität zu den Wiesen und Weiden anhand einer räumlichen Selektion und des größten Flächenanteils der Nutzungsintensitätsklasse je Wiese und Weide in ArcMap.

### 2.3.2 Auswahl von Ökosystemleistungen

Die Auswahl der zu bewertenden Ökosystemleistungen, die durch die Prozesse der Ökosysteme erbracht und durch den Menschen genutzt werden, ist unter anderem von den im UG vorkommenden Ökosystemen und sozioökonomischen Verhältnissen sowie den entsprechenden Fragestellungen und vorherrschenden Problemen abhängig (MAES et al. 2013). Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden die für das Mondseeinzugsgebiet und die vorherrschenden Probleme relevanten ÖSL ausgewählt.

Im Einzugsgebiet des Mondsees sind neben unterschiedlichen Produktionsleistungen insbesondere die Regulationsleistungen durch Ökosysteme sowie die Erholungsfunktion und Landschaftsästhetik von Bedeutung. Die Auswahl der Produktionsleistungen erfolgt anhand der jeweils dominierenden Landbedeckung, von der sie meist direkt abhängen.

Für das Mondseeinzugsgebiet, einer wasserreichen Landschaft mit überwiegender Grünlandnutzung, sind die Produktion von Vieh und Tierfutter, Fisch, Wild, Holz und Trinkwasser als ÖSL von entscheidender Bedeutung. Durch die Lage im Salzkammergut am Rande der Alpen ist das Mondseeinzugsgebiet ein beliebtes Reiseziel für Touristen und dient als Naherholungsgebiet für die umliegenden Städte (FUCHS et al. 2004). Aus diesem Grund sind auch die kulturellen Leistungen von Bedeutung. Die Leistung Erholung und Landschaftsästhetik bezieht sich direkt auf die subjektiven visuellen Qualitäten und die Schönheit der Landschaft. Die regulierenden Leistungen sind im Mondseeinzugsgebiet besonders relevant, da insbesondere durch Nährstoffauswaschung und Hochwasser immer wieder Probleme verursacht werden (KLUG 2012b). Aus diesem Grund werden in dieser

Arbeit nur die regulierenden Leistungen im Allgemeinen und die Nährstoffretention, die für das Erreichen der Ziele der WRRL eine entscheidende Rolle spielt, im Speziellen betrachtet. Dem gestuften Prozess nach MEAS folgend, wurde die Erfassung der einzelnen ÖSL in unterschiedlichen Detailgraden durchgeführt. Für die Erfassung der ersten Stufe wurden allgemeine Durchschnittswerte für eine „mitteleuropäische Normallandschaft“ mit der Matrixmethode nach BURKHARD et al. (2012) für die Bewertung ausgewählter regulierender ÖSL verwendet. Diese Werte werden direkt den Landnutzungsklassen im UG zugeordnet, um so einen groben Überblick über die räumliche Verteilung dieser ÖSL geben zu können. Darauf aufbauend wird die Leistung der Nährstoffretention mit dem Modellierungswerkzeug InVest modelliert und bewertet.

Die Klassifizierung der Ökosysteme und Leistungen wird für die erste Stufe nach den Vorschlägen in BURKHARD et al. (2012) durchgeführt. Gemäß MAES und ESMERALDA wird die Verwendung von CICES als Klassifikationsschema vorgeschlagen, welches allerdings nach Erscheinen der Methode von BURKHARD et al. (2012) vorgestellt wurde. Für den Überblick wird also die Klassifikation nach BURKHARD et al. (2012) verwendet.

Aufbauend auf den Arbeiten von MEA (2005); MÜLLER & BURKHARD (2007); BURKHARD et al. (2009); und DE GROOT et al. (2010) werden in BURKHARD et al. (2012) Komponenten der Ökosystemintegrität und Ökosystemleistungen beschrieben und klassifiziert. Die Ökosystemintegrität bezieht sich hier auf die unterstützenden Leistungen, die den ÖSL zugrunde liegen. Aus den Vorschlägen der Klassifikation wurden fünf regulierende ÖSL ausgewählt, für welche im Einzugsgebiet des Mondsees sowohl Angebot und Nachfrage als auch das resultierende Budget erfasst werden sollen. Die Leistung Nährstoffregulierung überlappt sich mit der Ökosystemintegrität „Stoffverlustreduzierung“, sodass hier eine Doppelzählung vermieden werden muss (BURKHARD et al. 2012). Da vor allem ein Überblick über die räumliche Verteilung der ÖSL gegeben werden soll, wird auf eine differenzierte Betrachtung und die Darstellung der Ökosystemintegrität verzichtet.

Im Folgenden werden die im Rahmen dieser Arbeit ausgewählten und mit der Matrixmethode bewerteten ÖSL kurz erläutert. Die Leistung **Hochwasserschutz** beschreibt die Fähigkeit natürlicher Elemente, extreme Hochwasserereignisse durch Speicherung und verzögerte Wasserabgabe abzdämpfen. Die Leistung **Grundwasserneubildung** wird durch den jährlichen Zufluss aus Niederschlägen zum Grundwasser charakterisiert, der durch den Zustand der Ökosysteme ermöglicht wird. Durch die Leistung **Erosionsregulierung** wird die Fähigkeit von Ökosystemen beschrieben, Erosion durch Wind und Wasser zu verhindern bzw. zu verlangsamen. Die Leistung **Nährstoffregulierung** beschreibt die Fähigkeit, Nährstoffe insbesondere Stickstoff und Phosphor zu binden und zu recyceln und damit eine Auswaschung zu verhindern. Die Fähigkeit von Ökosystemen Wasser von Sediment, Schadstoffen, Nährstoffen, Pestiziden, und Krankheitserreger zu reinigen, wird in der

Leistung **Wasserreinigung** beschrieben. Diese Leistungen werden maßgeblich durch die Ausprägung und Funktionsfähigkeit von Ökosystemen u. a. dem Relief, dem Boden sowie dem Klima und seinem Wandel beeinflusst, welche sich auf die Landnutzungs- und Bedeckung auswirken und hier durch die Landnutzungsklassen repräsentiert und direkt, im GIS aus diesen abgeleitet werden sollen.

Die Wasserqualität bzw. -reinheit, insbesondere in Bezug auf Phosphor, ist im Mondseeinzugsgebiet ein entscheidender Faktor für das Erreichen der Ziele der WRRL. Ein weiterer Faktor für die Wasserqualität der Oberflächengewässer im UG ist Erosion, die aber aufgrund der überwiegend dauerhaften Landbedeckung durch die Nutzung als Dauergrünland auch für die Nährstoffauswaschung keine bedeutende Rolle spielt (BOHNER & SCHINK 2007). Auf Stufe zwei wird daher als Indikator für Nährstoffretention die Auswaschung von Phosphor aus diffusen Quellen in die Gewässer mit dem Modell Nutrient Delivery Ratio (NDR) modelliert und der Anteil, der durch die Ökosysteme zurückgehalten werden kann, anhand der Verteilung im UG bewertet.

Da der Austrag von Phosphor in die Oberflächengewässer direkte Folgen für die Wasserqualität hat, ist der Bedarf an der Leistung Wasserreinigung durch Nährstoffretention grundsätzlich vorhanden, wenn dieses Wasser von Menschen genutzt wird. Entsprechend stellt dies für das Einzugsgebiet des Mondsees eine ÖSL dar, die den hier befindlichen Menschen direkt zugutekommt. Die Auswaschung von Phosphor aus Ökosystemen kann als Disservice verstanden werden, bei dem der Vorteil für den Menschen aus der „Abwesenheit“ entsteht (LYYTIMÄKI et al. 2008). Somit ist bei einer geringen Auswaschung von Phosphor die Kapazität der Leistung Nährstoffretention und damit die Wasserreinheit hoch.

Diese, für den Mondsee als relevant ausgewählte ÖSL, soll in eine Klasse nach dem CICES Schema eingeteilt werden, um eine internationale Vergleichbarkeit herstellen zu können. CICES ist hierarchisch strukturiert und teilt ÖSL in Sektionen, Divisionen, Gruppen und Klassen ein, wobei die Sektionen den drei Haupteinteilungskriterien Versorgungsleistungen, Regulationsleistungen und kulturellen Leistungen entsprechen.

Nach CICES kann die Regulationsleistung Nährstoffretention in unterschiedliche Klassen eingeteilt werden, bzw. die Trennung der Leistungen innerhalb der Division „Regulierung von Schadstoffen und Abfällen“ ist nicht eindeutig (HAINES-YOUNG et al. 2016). Am geeignetsten scheint die Klasse Filtration/Festlegung/Speicherung/Akkumulation durch Ökosysteme zu sein, allerdings überschneidet sich die zu berechnende Nährstoffretention teilweise mit der Klasse Filtration/Festlegung/Speicherung/Akkumulation durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere. In CZÚCZ et al. (2018) werden diese Überlappungen als CICES-Klassen-Bündel (Cluster) bezeichnet, die regelmäßig zusammengefasst erfasst und bewertet werden. Die Nährstoffretention bezieht sich in der folgenden Modellierung auf die Retentionseffizienz, die einer Landnutzungsklasse insgesamt, ungeachtet der Ausprägung einer speziellen

Fläche zugeordnet werden kann. Die Retentionseffizienz setzt sich aus unterschiedlichen Komponenten wie der Anreicherung von gelöstem Phosphor an totem oder lebendem Pflanzenmaterial oder feinen Bodenpartikeln, der Aufnahme von Phosphor durch Pflanzen und der Erhöhung der Infiltrationsrate durch das Absenken der Fließgeschwindigkeit zusammen. Eine Trennung dieser Komponenten wird durch die angewendete Methode zur Berechnung der Nährstoffretention nicht vorgenommen, sodass eine klare Einteilung in eine einzelne Klasse nach CICES Schema nicht möglich ist.

### 2.3.3 Die Matrixmethode

Eine vergleichsweise einfache Methode zur Erfassung und Bewertung von ÖSL stellt die Matrixmethode dar. Diese wurde von BURKHARD et al. (2009) erstmals vorgestellt und seit dem weiterentwickelt und in internationalen, europäischen und asiatischen Fallstudien angewendet (BURKHARD et al. 2012). Die Bewertung erfolgt anhand von Matrizen, bei der die ÖSL bzw. das Angebot und die Nachfrage sowie das Budget der ÖSL jeweils mit den Landnutzungsklassen verknüpft werden. Für die Anwendung in der Matrix werden die CLC Landnutzungsklassen der bearbeiteten Landnutzungskarte auf der y-Achse aufgetragen, während auf der x-Achse die zu bewertenden Leistungen dargestellt werden. Jeder dieser Kombinationen wird in der entstehenden Matrix ein Wert zugewiesen. Die Werte stammen aus unterschiedlichen, internationalen Studien und stellen Durchschnittswerte einer „mitteleuropäischen Normallandschaft“ dar und werden in BURKHARD et al. (2012) gesammelt aufgeführt. Nach einer ersten überschlägigen Abschätzung durch diese Matrixwerte sollen die Ergebnisse mit statistischen Daten, Modellen und Expertenmeinungen überprüft bzw. ergänzt werden. Für diese Arbeit sollen nur die Standardwerte verwendet werden, da die weitere Bearbeitung mit InVest erfolgen soll. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik zur Bewertung mittels Matrizen ist in BURKHARD et al. (2012) zu finden.

Zur Bewertung der Kapazität der Ökosysteme bzw. des maximalen Angebots einer Leistung im Rahmen der Matrixmethode wird eine sechsstufige Skala angewendet. Diese geht von 0 (keine relevante Kapazität), über 1 (geringe relevante Kapazität), 2 (relevante Kapazität), 3 (mittlere relevante Kapazität), 4 (hohe relevante Kapazität) bis 5 (sehr hohe Kapazität) (Tab. 3). Die Nachfrage und Nutzung sowie der damit verbundene Vorteil für menschliches Wohlbefinden wird ebenfalls über eine Matrix bewertet. Die Bewertung geht von 0 (keine relevante Nachfrage), über 1 (geringe relevante Nachfrage), 2 (relevante Nachfrage), 3 (mittlere relevante Nachfrage), 4 (hohe relevante Nachfrage) bis 5 (sehr hohe Nachfrage) und wendet damit dasselbe Punktesystem an wie die Angebotsmatrix (Tab. 3).

Durch die Kombination der Informationen aus den Angebots- und Nachfragematrizen lassen sich entsprechend Quellen und Senken für die einzelnen ÖSL identifizieren (BURKHARD et al. 2012).

Durch Subtraktion der Nachfragewerte von den Angebotswerten lassen sich ÖSL-Budgets errechnen, die ebenfalls in einer Matrix dargestellt werden können. Durch die Normalisierung auf die relativen Einheiten (0–5) lassen sich Angebot und Nachfrage direkt miteinander verrechnen. Die Bewertungsskala reicht von -5 = die Nachfrage übersteigt das Angebot deutlich (Unterversorgung), über 0 = Nachfrage = Angebot (neutrales Budget), bis 5 = das Angebot übersteigt die Nachfrage deutlich (Übersorgung).

**Tab. 3: Bewertungsmatrix der Kapazitäten der Nachfrage und des Budgets der einzelnen CLC Landnutzungstypen im UG**

CLC Klasse	Angebot					Nachfrage					Budget				
	Hochwasserschutz	Grundwasserneubildung	Erosionsregulierung	Nährstoffregulierung	Wasserreinigung	Hochwasserschutz	Grundwasserneubildung	Erosionsregulierung	Nährstoffregulierung	Wasserreinigung	Hochwasserschutz	Grundwasserneubildung	Erosionsregulierung	Nährstoffregulierung	Wasserreinigung
nicht durchg. städtische Prägung	0	0	0	0	0	5	5	1	2	2	-5	-5	-1	-2	-2
Industrie/Gewerbeflächen	0	0	0	0	0	4	5	1	3	3	-4	-5	-1	-3	-3
Straßen/Eisenbahnnetze	0	0	0	0	0	4	1	3	0	0	-4	-1	-3		
Abbauflächen	0	0	0	0	0	2	4	4	0	0	-2	-4	-4		
Deponien, Abraumhalden	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2		-2			-2
Sport/Freizeitanlagen	0	2	1	1	1	0	2	0	0	1		0	1	1	0
Nicht bewässertes Ackerland	1	1	0	0	0	2	0	2	3	0	-1	1	-2	-3	
Wiesen und Weiden	1	1	4	0	0	1	0	0	1	2	0	1	4	-1	-2
Komplexe Parzellenstruktur	1	1	0	0	0	1	1	1	5	3	0	0	-1	-5	-3
Landwirtschaft & nat. Veg.	1	2	3	0	1	0	1	1	3	2	1	1	2	-3	-1
Laubwälder	3	2	5	5	5	0	0	0	0	0	3	2	5	5	5
Nadelwälder	3	2	5	5	5	0	0	0	0	0	3	2	5	5	5
Mischwälder	3	2	5	5	5	0	0	0	0	0	3	2	5	5	5
Felsflächen ohne Vegetation	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1			1
Flächen mit spärlicher Veg.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1			
Sümpfe	4	2	0	4	0	0	0	0	0	0	4	2		4	
Gewässerläufe	2	1	0	3	3	0	0	0	0	0	2	1		3	3
Wasserflächen	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2		1	

ÖSL, welche weder ein relevantes Angebot noch eine relevante Nachfrage aufweisen, werden in dieser Matrix mit leeren Zellen dargestellt. Aus den Matrizen können in einem geeigneten GIS System Karten abgeleitet werden, die die räumliche Verteilung der ÖSL darstellen. Dazu wurden die einzelnen Matrizen im GIS über den Landnutzungscode der CLC Daten als Schlüsselfeld mit der Landnutzungskarte verbunden und auf diese Weise entsprechende, übersichtliche Karten für Angebot, Nachfrage und Budget der ausgewählten Leistungen erstellt.



### 2.3.4 Modellierung mit InVest

Mit dem Werkzeug InVest wurde der Phosphoraustrag innerhalb des UG in den Mondsee als Indikator für die Leistung Nährstoffretention modelliert. Das Werkzeug InVest wurde von den Umweltinstituten der Universitäten Stanford und Minnesota gemeinsam mit den internationalen Natur- und Umweltschutzorganisationen WWF und The Nature Conservancy entwickelt (TALLIS & POLASKY 2009). InVest bietet eine Reihe von frei und Open Source verfügbaren Modellierungswerkzeugen zur Bewertung von marinen, küstennahen und terrestrischen Ökosystemen. InVest wurde ursprünglich zur Anwendung in ArcGIS entwickelt, ist inzwischen aber als eigenständiges Produkt erhältlich. Allerdings ist der Einsatz eines GIS für die Datenvorbereitung und das Interpretieren der Ergebnisse unerlässlich. Als Skriptsprache kommt zu einem großen Teil Python zum Einsatz, wobei keine Skriptingfähigkeiten notwendig sind, um InVest einzusetzen. Die in dieser Arbeit verwendete Version ist im Anhang (*04InVest*) zu finden.

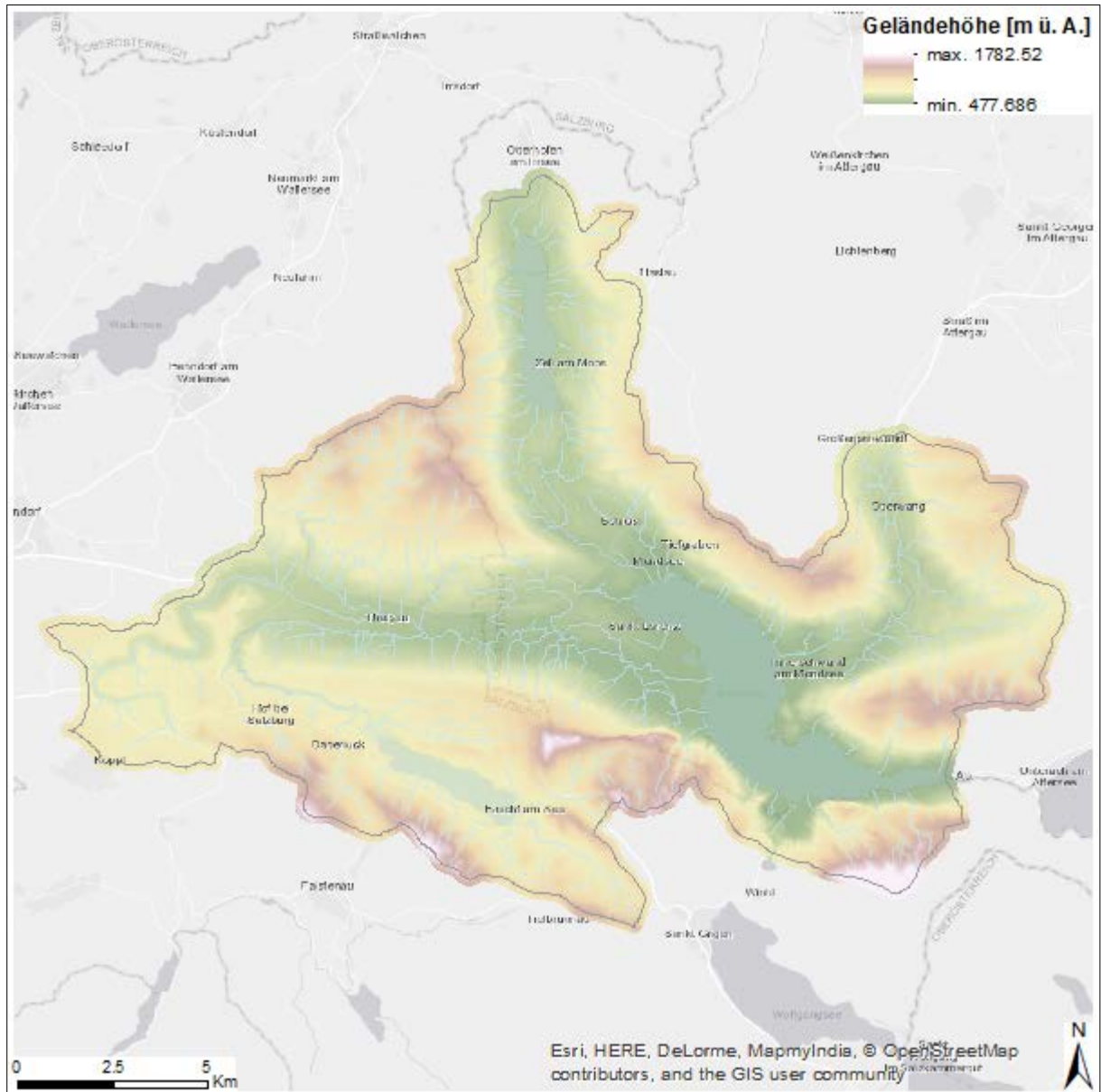
#### 2.3.4.1 Daten Aufbereitung

Für die Modellierungen mit InVest sind einige allgemeine Schritte zur Aufbereitung der Eingangsdaten für beide verwendeten Modelle notwendig.

**Digitales Geländemodell (DGM):** Für die weitere Modellierung musste das DGM (Abb. 3) bearbeitet werden, um ein hydrologisch korrektes Höhenmodell erzeugen zu können. Für die Anwendung sowohl des Modells Seasonal Water Yield (SWY s. Kapitel 2.3.4.2) als auch des Modells Nutrient Delivery Ratio (NDR s. Kapitel 2.3.4.3) ist das Erzeugen von Abflussrinnen bzw. Gewässern und eine möglichst korrekte Darstellung des Abflusses jeder Zelle notwendig (SHARP et al. 2017). Im ersten Schritt wurde das DGM auf das UG zugeschnitten, um die Rechenzeit zu verkürzen. Die Verwendung eines Puffers um das UG ermöglicht die Berechnung des korrekten Abflusses und verhindert das Auftreten von möglichen Randeffekten. Da das DGM aus regelmäßigen Punkthöhenstichproben aufgebaut ist, besteht die Gefahr, dass nicht reale Senken im DGM die korrekte Simulation des Abflusses verhindern. Aus diesem Grund wurden alle Senken, d. h. Zellen bzw. Bereiche ohne Abfluss, auf die Höhe der umliegenden Zellen gefüllt (ESRI 2016a).

Um die korrekte Erstellung der Gewässerläufe zu überprüfen, wurden aus dem DGM die Fließrichtung und die Abflussakkumulation berechnet. Die Fließrichtung wird für jedes Pixel anhand des größten Unterschiedes des Höhenwertes der Nachbarzellen und der Entfernung zwischen den Zellmittelpunkten ermittelt (ESRI 2016c). Die Abflussakkumulation wird aus der Fließrichtung als Anzahl der Zellen berechnet, die in jede Zelle fließen (ESRI 2016b). Also stellt das Pixel mit der maximalen Abflussakkumulation den Ausflusspunkt des Einzugsgebietes dar. Für das Erstellen von Wasserläufen ist ein Schwellenwert notwendig, ab welchem ein Pixel zu einem Gewässer zugehörig definiert wird. Diese Zahl wurde in

ArcGIS iterativ ermittelt, indem alle akkumulierten Abflusswerte, die größer sind als der Schwellwert, zu einem Gewässerlauf zusammengefasst wurden (SHARP et al. 2017). Der Schwellenwert sagt also aus, wie viele Zellen in eine Zelle fließen müssen, damit diese einen Gewässerlauf darstellt.



**Abb. 3: Darstellung des Digitalen Geländemodells (DGM) mit Höhenangaben im UG**

Zur Überprüfung wurde ein Shape mit der Lage der vorhandenen Fließgewässernetze verwendet. Da hier teilweise deutliche Unterschiede auftraten, wurde das vorhandene Gewässernetz in das DGM „eingebrennt“. Hierfür wurde ein zusammenhängendes Netz aus den vorhandenen Gewässern hergestellt, indem alle Lücken und Überlappungen entfernt wurden. Die bestehenden Gewässer wurden mit derselben Rasterzellengröße wie das DGM ins Rasterdatenmodell überführt und in die Werte 1 und 0 reklassifiziert. Durch Multiplikation dieses Rasters und Subtraktion von dem DGM, wurde das DGM an den entsprechenden

Pixeln abgesenkt (s. Anhang, *02DGM*). Das resultierende Netz der Gewässerläufe passt deutlich besser zu den vorhandenen Gewässern. In Abb. 4 ist der Vergleich zwischen Gewässernetz (dünne blaue Linie) und den aus dem Raster berechneten Gewässerläufen vor und nach dem Einbrennen zu sehen.

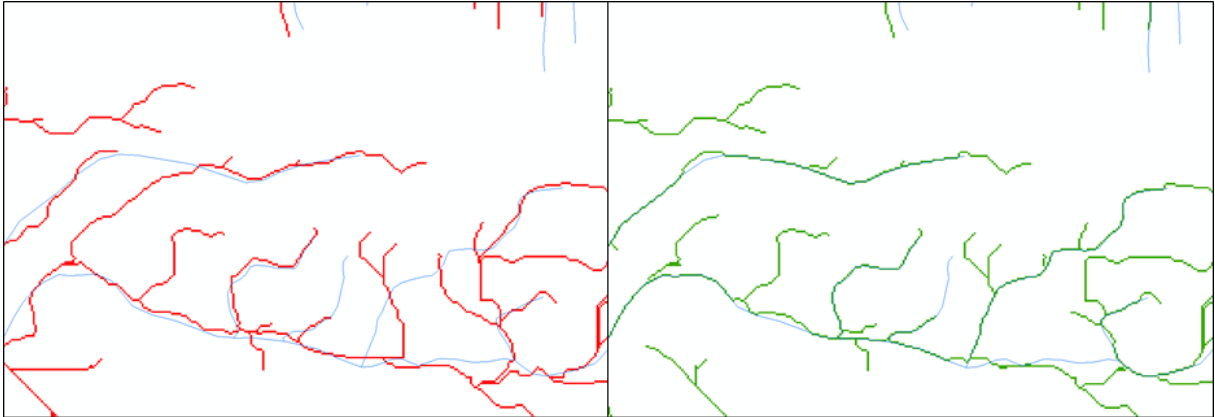


Abb. 4: Anpassung des DGM: vor Einbrennen (Links) und nach Einbrennen (Rechts) der Gewässer

Die oben beschriebenen Schritte zur Anpassung des Schwellenwertes zur Erstellung des Gewässernetzes wurden wiederholt angewendet, um eine möglichst genaue Übereinstimmung mit dem realen Gewässernetz zu erhalten.

**Einzugsgebiete:** Um differenzierte Aussagen sowohl für die großen Zuflüsse zum Mondsee als auch für kleinere Bezugseinheiten treffen zu können, wurden unterschiedliche Teileinzugsgebiete abgegrenzt. Die Abgrenzung wurde mit ArcGIS Werkzeugen wie in Abb. 5 dargestellt mit dem ModelBuilder durchgeführt.

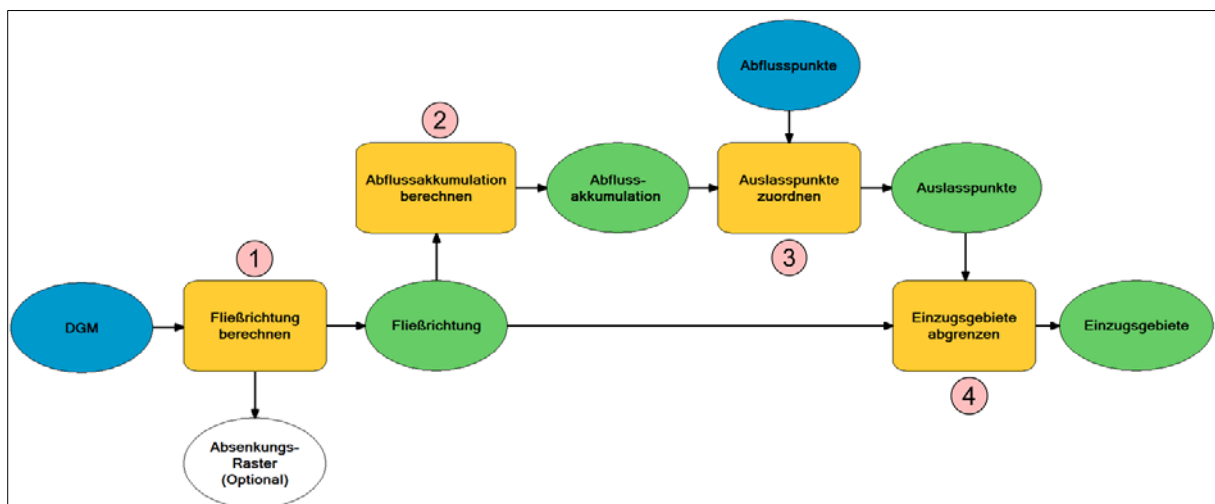


Abb. 5: Darstellung des Ablaufs zur Abgrenzung von Teileinzugsgebieten mittels ArcGis ModellBuilder

Die Einzugsgebiete (4) wurden in Abhängigkeit von Fließrichtung (1), Abflussakkumulation (2) und manuell gesetzten Abflusspunkten (3) abgegrenzt (s. Anhang, *03Einzugsgebiete*). Zu einem Wassereinzugsgebiet werden alle Pixel des DGM zusammengefasst, die in einen definierten Abflusspunkt entwässern (ESRI 2016d). Als Zelle, welche den Auslasspunkt

definiert, wird diejenige Zelle mit der geringsten Abflussakkumulation in einem spezifischen Abstand gewählt. Die Abflusspunkte wurden anhand des Gewässernetzes manuell gesetzt. Das Ergebnis wurde von Artefakten, die durch das Konvertieren in eine Shapefile entstanden sind, manuell bereinigt und in den Randbereichen auf das UG vergrößert. Die großen Seen wurden als eigene Einzugsgebiete angesehen.

#### 2.3.4.2 Seasonal Water Yield (SWY)

Für das NDR Modell wurde als Ausbreitungsraaster der oberflächennahe, schnelle Abfluss (quick flow) aus dem Seasonal Water Yield Modell (SWY) verwendet (SHARP et al. 2017). Dieses ist Teil des InVest Toolsets. Mit ihm können verschiedene Komponenten der Wasserbilanz in einem Einzugsgebiet berechnet werden. Der quick flow wird mit einem auf dem Abflussbeiwert (runoff curve-number, CN) basierenden Ansatz berechnet und stellt den schnellen, oberflächennahen Abfluss in einem Einzugsgebiet direkt nach einem Regenereignis dar (SHARP et al. 2017). Dieser CN-Wert wurde 1950 durch das SCS (Soil Conservation Service, USA) eingeführt und basiert auf Untersuchungen des Abflussverhaltens auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, die in einem Zeitraum von 20 Jahren durchgeführt wurden (MANIAK 2010). Er ergibt sich aus dem hydrologischen Bodentyp, der Landnutzung und einer Bodenfeuchteklasse und stellt ein Maß für das Wasserspeichervermögen bzw. die Beziehung zwischen Niederschlag und dem daraus resultierendem Direktabfluss des Bodens dar (MANIAK 2010). Mit dem SWY Modell können ergänzend zum Oberflächenabfluss der Zufluss zu unterirdischen Speichern, der potenziell unterirdisch abfließen kann sowie der aktuelle unterirdische Abfluss berechnet werden (SHARP et al. 2017).

Die in SHARP et al. (2017) dargestellte Mathematik zur Ableitung dieser beiden Parameter soll hier nicht detailliert dargestellt werden, da im Rahmen dieser Arbeit lediglich der quick flow für das NDR Modell Verwendung findet.

Der quick flow wird mittels Formel 1 in Abhängigkeit von der mittleren Regenmenge je Regenereignis und einer angenommenen exponentiellen Verteilung der täglichen Niederschlagshöhen an Regentagen abgeschätzt:

$$f(p) = \frac{1}{a_{i,m}} \exp\left(-\frac{p}{a_{i,m}}\right) \quad (1)$$

mit:

$$a_{i,m} = \frac{p_{i,m}}{n_{i,m}} / 25.4$$

wobei:

$a_{i,m}$  = durchschnittliche Regenmenge an einem Regentag an Pixel i im Monat m [in]

$p_{i,m}$  = monatliche Regenmenge für Pixel i im Monat m [mm]

$n_{i,m}$  = Anzahl Regenereignisse an Pixel  $i$  in Monat  $m$  [-]

25.4 = Umrechnungsfaktor von Inch in Millimeter

Für die aus dem DGM generierten Wasserläufe wird mit Formel 2 die monatliche Regenmenge als quick flow angenommen, da der hier gefallenen Regen direkt abfließen kann:

$$QF_{stream,m} = P_{stream,m} \quad (2)$$

Für alle anderen Bereiche wird der monatliche quick flow  $QF_{i,m}$  mit Formel 3 berechnet:

$$QF_{i,m} = n_m \times \left( (a_{i,m} - S_i) \exp\left(-\frac{0.2S_i}{a_{i,m}}\right) + \frac{S_i^2}{a_{i,m}} \exp\left(\frac{0.8S_i}{a_{i,m}}\right) E_1\left(\frac{S_i}{a_{i,m}}\right) \right) \times \left(25.4 \frac{mm}{in}\right) \quad (3)$$

mit:

$S_i = \frac{1000}{CN_i} - 10$  [in] wobei  $CN_i$  die Runoff Curve Number in Abhängigkeit von Vegetation und Bodenkennwerten darstellt (s. unten)

$E_1$  ist die Integraleponentialfunktion  $E_1(t) = \int_1^\infty \frac{e^{-t}}{t} dt$

Aus den einzelnen Monatswerten wird die Summe für den jährlichen quick flow für jedes Pixel berechnet mit Formel 4:

$$QF_i = \sum_{m=1}^{12} QF_{i,m} \quad (4)$$

Folgende Daten werden für das SWY Modell verwendet:

**Monatliche Referenzverdunstung:** Die Referenzverdunstung ( $ET_p$ ) wurde nach WENDLING (1975) als Monatsmittelwert berechnet und durch die Universität Salzburg zur Verfügung gestellt. Die Berechnung erfolgte abhängig von den Parametern Globalstrahlung, Temperatur und Albedo (KLUIG 2006).

**Monatlicher Niederschlag:** Der monatliche Niederschlag liegt als Shapefile flächendeckend vor und wurde, ebenfalls durch die Uni Salzburg zur Verfügung gestellt, durch Interpolation aus verfügbaren Stationsdaten erstellt (KLUIG 2016). Die monatlichen Shapefiles wurden unter Verwendung der Verdunstungsraster als „Vorlage“ (Snapping Raster) ins Rasterformat überführt.

**DGM:** Das DGM aus Kapitel 2.3.4.1 wurde verwendet.

**Landnutzung:** Die Landnutzungskarte aus Kapitel 2.3.1 wurde verwendet.

**Einzugsgebiete:** Die Einzugsgebiete aus Kapitel 2.3.4.1 wurden verwendet.

**Anzahl monatlicher Regenereignisse:** Die Rain Event Tabelle wurde mit Daten des ZAMG (2017) ausgehend von Werten der Station Mondsee erstellt. Die Daten stellen die Zahl der Tage mit Niederschlagssumme  $\geq 1$  mm je Monat gemittelt aus den Jahren 1971 – 2000 dar.

**Hydrologische Bodengruppen:** Um den Einfluss des Bodens auf den quick flow abschätzen zu können, werden die Böden des UG in vier hydrologische Bodengruppen eingeteilt (NRCS-USDA 2007a). Die Böden der Gruppe A sind sandige durchlässige Böden und haben im gesättigten Zustand ein geringes Abflusspotenzial. Das Wasser kann in den Boden infiltrieren und sich frei bewegen. Die Böden der Gruppe B haben ein mäßiges bis niedriges Abflusspotenzial und einen höheren Lehmgehalt als Gruppe A. Das Wasser kann im Boden relativ ungehindert fließen. Die in Gruppe C eingestuften Böden haben einen erhöhten Tongehalt, der gesättigte Wasserfluss ist etwas eingeschränkt und damit das Abflusspotenzial mäßig bis hoch. Die Böden in Gruppe D haben einen hohen Tongehalt und ein hohes Abflusspotenzial. Die Infiltration ist schwierig und die gesättigte Wasserbewegung im Boden ist eingeschränkt bis sehr eingeschränkt (NRCS-USDA 2007a).

Die hydrologischen Bodengruppen werden für landwirtschaftliche Böden für die Bodentypen der digitalen Bodenkarte (eBod) abgeleitet. Die Bodentypen und deren Vergesellschaftung werden als digitale Bodenkarte Österreichs im Maßstab 1:25 000 zur Verfügung gestellt. In dieser werden alle grafischen und textlichen Informationen der systematischen Bodenkartierung in eine GIS Datenbank übernommen und einheitlich dargestellt (BFW 2009). Die seit 1958 durchgeführten Kartierungen fanden in unterschiedlichen Kartierbereichen statt, zu denen jeweils ein Erläuterungsheft erstellt wurde. Das UG liegt in den Kartierbereichen 48 „Neumarkt“, 49 „Thalgau“, 72 „Salzburg“, 91 „Mondsee“ und 108 „St.Gilgen“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT 1978a, 1978b, 1981, 1983, 1985). Die Einstufung der Bodentypen in die hydrologischen Bodengruppen A-D für das SWY Modell erfolgte anhand der gesättigten Wasserleitfähigkeit. Um diese zu bestimmen, sind einige vorbereitende Schritte notwendig. Die benötigten Datenspalten wurden aus der Bodendatenbank exportiert und die Bearbeitung erfolgte Horizontweise sowie zur besseren Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit mit Python und der Feldberechnung in ArcGIS.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde nach den Vorgaben der Deutschen Bodenkundlichen Kartieranleitung aus der Bodenart und der Lagerungsdichte in cm/d für Mineralböden abgeschätzt (Pythonskript *06Wasserleit*, s. Anhang) (AD-HOC-AG BODEN 2005). Da die Lagerungsdichte nicht direkt als Parameter in der eBod vorliegt, erfolgte die Abschätzung nach EISENHUT & KAPFENBERGER-POCK (1993) anhand der Parameter Gefügeform, Zerdrückbarkeit und Größe der Aggregate jeweils horizontweise (Pythonskript *04Lagerungsdichtestufe*, s. Anhang). Hierfür mussten die Langtextbezeichnungen und

Beschreibungen aus der Bodendatenbank in die Bezeichnungen der Ableitungsmethodik „übersetzt“ werden. Dies wurde mit den Pythonskripten *01Gefuegeform*, *02Zerdrueck*, und *03Groesse* (s. Anhang) durchgeführt. Die Bodenart wurde nach KA 5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) nach dem deutschen Bodendreieck aus den prozentualen Angaben zu Grob-, Mittel- und Feinbodenanteil abgeleitet. Teilweise musste die Ableitung aus der Profilbeschreibung erfolgen, wenn nur verbale Beschreibungen der Bodenart vorhanden waren (Pythonskript *05BodArtD*, s. Anhang).

Die Einstufung in hydrologische Bodengruppen erfolgte über alle Horizonte nach NRCS-USA (2007a) in Abhängigkeit der Tiefe einer wasserundurchlässigen Schicht, dem Grundwasserstand und der gesättigten Wasserleitfähigkeit des Horizontes mit der geringsten Durchlässigkeit (Tab. 4). Die Tiefe der wasserundurchlässigen Schicht bzw. die Tiefe des Profils und der Grundwasserstand wurden aus der Profilbeschreibung der eBod abgeleitet. Die Zuweisung der Gruppen erfolgte durch Selektion nach Attributen und der Feldberechnung in ArcGIS. Allen Böden mit Grundwassereinflussmerkmalen oberhalb von 60 cm unter Flur sowie allen Bodentypen mit einer Gründigkeit von weniger als 50 cm wurden dabei der Gruppe D zugewiesen.

Da für Wälder, Gewässer, verbautes und nicht kartiertes Gebiet keine Daten aus der digitalen Bodenkarte vorliegen (BFW 2009) und die für die Ableitung für Moorböden notwendigen Parameter für das Substanzvolumen nicht aus der eBod ableitbar sind, wurde für diese Flächen keine Ableitung durchgeführt. Die dadurch entstandenen Lücken wurden mit den weltweit verfügbaren Daten der HiHydroSoil Datenbank des Projektes FutureWater gefüllt. Aus der weltweiten Bodendatenbank ISRIC World Soil Information wurde dort unter der Verwendung von Pedotransferfunktionen ein Datensatz mit hydrologischen Bodengruppen mit einer Auflösung von ca. 450 m Rasterzellengröße erzeugt (DE BOER 2016). Mithilfe einer Rasterberechnung wurden alle NoData Bereiche in dem aus der digitalen Bodenkarte erzeugten Datensatz gefüllt und der Datensatz auf eine einheitliche Rasterzellengröße in der Auflösung der digitalen Bodenkarte gebracht. Durch die Verwendung der deutlich gröberen inhaltlichen Auflösung für die nicht in der eBod vorhandenen Flächen, sind auch die Ergebnisse der Abschätzung des quick flow für diese Bereiche weniger genau. Allerdings liegt der Fokus bei der Berechnung des Phosphoraustrags auf den Grünlandbereichen und der Aufwand eine genauere Datengrundlage als die hier beschriebene zu erzeugen, scheint für die Fragestellung dieser Arbeit deutlich zu hoch. Dies wird bei einer späteren Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt und diskutiert.

**Tab. 4: Ableitung der hydrologischen Bodengruppen verändert nach NRCS-USDA (2007a)**

Tiefe der obersten wasserundurchlässigen Schicht	Grundwasserstand	$K_{sat}$ des am wenigsten durchlässigen Horizonts (cm/d)	Hydrologische Bodengruppe
< 50 cm	-	-	D
≥ 50 cm ≥ 100 cm	< 60 cm	> 345.6	A
		> 86.4 ≤ 345.6	B
		> 8.64 ≤ 86.4	C
		≤ 8.64	D
	≥ 60 cm	> 345.6	A
		> 86.4 ≤ 345.6	B
		> 8.64 ≤ 86.4	C
		≤ 8.64	D
> 100 cm	< 60 cm	> 345.6	A
		> 86.4 ≤ 345.6	B
		> 8.64 ≤ 86.4	C
		≤ 8.64	D
	≥ 60 cm	> 345.6	A
		> 86.4 ≤ 345.6	B
		> 8.64 ≤ 86.4	C
		≤ 8.64	D
	> 100 cm	> 345.6	A
		> 86.4 ≤ 345.6	B
		> 8.64 ≤ 86.4	C
		≤ 8.64	D

**CN Werte (Biophysical Table):** Die CN-Werte für die Bodengruppen wurden nach dem Verfahren des US Soil Conservation Service (SCS) (NRCS-USDA 2007b) und teilweise aus den Angaben in MANIAK (2010) für mittlere Feuchtestufen abgeleitet (Tab. 5). Den landwirtschaftlichen Landnutzungsklassen mit Ausnahme von Grünland wurden mittlere Werte für herkömmlichen Getreideanbau und den Wiesen die Werte für nicht beweidetes Dauergrünland zugewiesen. Für die Wälder wurden einheitliche mittlere Werte für Mischwälder verwendet. Den Siedlungsgebieten wurde ein Wert für Siedlungsgebiete mit mittlerer Parzellengröße zugeordnet. Die Sport- und Freizeitanlagen erhielten die Werte für öffentliche Grünflächen mit hohem Vegetationsanteil und die vegetationslosen bzw. spärlich bedeckten Bereiche erhielten einheitliche Werte für Flächen mit wenig Vegetation. Für Wasserflächen und Sümpfe soll der Wert 99 verwendet werden (SHARP et al. 2017).



**Tab. 5: Verteilung der CN-Werte nach Bodengruppen und Landnutzung**

CLC code	Beschreibung	CN für die Bodengruppen			
		A	B	C	D
112	nicht durchgängig städtische Prägung	57	72	81	86
121	Industrie/Gewerbeflächen	81	88	91	93
122	Straßen/Eisenbahnnetze	83	89	92	93
131	Abbauflächen	77	86	91	94
132	Deponien, Abraumhalden	81	88	91	93
142	Sport/Freizeitanlagen	39	61	74	80
211	Nicht bewässertes Ackerland	64	76	84	88
231	Wiesen und Weiden	30	58	71	78
242	Komplexe Parzellenstruktur	64	76	84	88
243	Landwirtschaft & natürliche Vegetation	64	76	84	88
311	Laubwälder	36	60	73	79
312	Nadelwälder	36	60	73	79
313	Mischwälder	36	60	73	79
332	Felsflächen ohne Vegetation	77	86	91	94
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	77	86	91	94
411	Sümpfe	99	99	99	99
511	Gewässerläufe	99	99	99	99
512	Wasserflächen	99	99	99	99

**Kc-Faktoren (Biophysical Table):** Die Kc-Faktoren stellen Korrekturfaktoren zur Berechnung der vegetationsabhängigen Verdunstung insbesondere für Ackerflächen dar. Sie werden nach ALLEN et al. (1998) vergeben und berücksichtigen die unterschiedliche Verdunstungsleistung der Vegetation im Jahresverlauf in Abhängigkeit von Wachstum und Wasserverfügbarkeit. Die Kc Faktoren modifizieren die Referenzverdunstung, die als einheitliche Verdunstung für Grasflächen berechnet wird. Für das UG wird hauptsächlich der Wert 1 verwendet und nur die Verdunstung von Ackerflächen und Wasserkörpern entsprechend den Vorgaben in ALLEN et al. (1998) verändert.

Die CN und Kc Werte wurden in Form einer kommasetrennten Tabelle aufbereitet und werden durch das Modell anhand des CLC Codes den Landnutzungsklassen zugeordnet.

**Weitere Parameter:** Weitere Parameter, die für die Ausführung des SWY Modells notwendig sind, sind der Schwellenwert für die Abflussakkumulation und die Parameter  $\alpha$ ,  $\beta$  und  $\gamma$ . Der Schwellenwert für die Abflussakkumulation wurde an das vorhandene Gewässernetz angepasst (s. Kapitel 2.3.4.1) und der Wert 300 verwendet. Für die Parameter  $\alpha$ ,  $\beta$  und  $\gamma$ , welche die Verteilung des Wassers im Jahresgang beeinflussen, wurden die Standardwerte verwendet (SHARP et al. 2017), da diese für die Berechnung des Oberflächenabflusses nicht verwendet werden.

### 2.3.4.3 Nutrient Delivery Ratio (NDR)

Der Indikator, der mithilfe dieses Werkzeugs berechnet werden soll, ist die Menge Phosphor, welche aus diffusen Quellen über das Gewässernetz ausgetragen wird. Anhand dieser Werte soll das Angebot bzw. die Kapazität der Retentionsleistung von Ökosystemen bewertet werden. Der Bedarf bzw. die Nutzung dieser Leistung ist, wie bei vielen Regulationsleistungen nicht ohne Probleme quantifizierbar, da die Beziehungen zwischen ökosystemaren Kreisläufen und menschlichem Wohlbefinden sehr komplex sind. Es wird hier davon ausgegangen, dass generell eine Nachfrage nach dieser Leistung besteht bzw. der Mensch direkt von der Nährstoffretention profitiert. Die Nachfrage richtet sich aus diesem Grund nach der Reduktion des Indikatorwertes aus der Berechnung des Angebots (BURKHARD et al. 2014; MAES et al. 2014).

Zur Anwendung kommt das Nutrient Delivery Ratio model (NDR) mit welchem Nährstoffquellen in Wassereinzugsgebieten und der Transport dieser Nährstoffe zum Gewässer dargestellt werden können. Das NDR Modell nutzt hierfür einen Ansatz des Massenausgleichs, um den Transport von Stoffen pixelbasiert zu berechnen. Es kann die Retention von Stickstoff und Phosphor gleichzeitig oder nacheinander modelliert werden. Im Rahmen dieser Arbeit soll lediglich der Austrag von Phosphor berücksichtigt werden.

Das NDR Modell repräsentiert keine detaillierte Abbildung des Nährstoffkreislaufs, sondern stellt den langfristigen, stetigen Nährstofffluss anhand von empirischen Beziehungen dar. Es werden durchschnittliche Nährstoffbelastungen für jede Landnutzungsklasse als Quelle verwendet und die Ausbreitung von Phosphor in Abhängigkeit von Retentionseigenschaften, insbesondere Hangneigung und Rückhalteeffizienz der Landnutzung auf Pixelebene entlang von Fließpfaden berechnet (SHARP et al. 2017). Innerhalb des Modells kann eine Differenzierung der Berechnung in oberflächigen und unterirdischen Austrag durchgeführt werden. In dieser Arbeit wird nur der Oberflächenabfluss modelliert, da keine Daten zum Verhältnis von oberflächigem und unterirdischem Austrag vorliegen und nur der quick flow als Abflusspotenzial verwendet werden soll.

Ziel des Modells ist es die Quellen des Phosphors in der Landschaft und die Transportwege zum Gewässer mit einem einfachen Ansatz darzustellen (SHARP et al. 2017).

Die den Landnutzungsklassen über die Eingangsdaten zugeordneten Nährstoffbelastungen werden im ersten Schritt des Modells durch das lokale Abflusspotenzial modifiziert (Formel 5). Dadurch wird der Einfluss des gefallenen Niederschlags als treibende Kraft für die Nährstoffauswaschung für jedes Pixel  $i$  berücksichtigt:

$$\text{modified.load}_i = \text{load}_i \times RPI_i \quad (5)$$

mit:

$\text{load}_i$  = die, den Landnutzungsklassen zugeordnete Nährstoffbelastung

$RPI_i$  = Abflusspotential index für pixel i definiert als  $RPI_i = RP_i/RP_{av}$

mit  $RP_i$  = Abflusspotential für Pixel i

$RP_{av}$  = durchschnittliches Abflusspotential aller Pixel

Die modifizierte Nährstoffbelastung kann in sedimentgebundene und gelöste Nährstoffe aufgeteilt werden. Dies wird durch das Verhältnis von Nährstofftransport in Oberflächenabfluss und Abfluss über das Grundwasser beschrieben:

$$load_{surf,i} = (1 - prop\_subs_i) \times modified\_load_i$$

$$load_{subs,i} = (prop\_subs_i) \times modified\_load_i$$

mit:

$modified\_load_i$  = modifizierte Nährstoffbelastung

$prop\_subs_i$  = Anteil der über Grundwasser ausgetragenen Phosphormenge (in der vorliegenden Berechnung = 0)

Der Transport von Phosphor zum Gewässer wird auf Basis des Konzeptes des Nährstoffeintragsverhältnisses berechnet (Nutrient Delivery Ratio, NDR). Dieses stellt den Anteil an Phosphor dar, der zum Gewässer transportiert werden kann. Das NDR wird für Oberflächen- und Untergrundabfluss getrennt berechnet. Das Oberflächen-NDR wird in Anlehnung an das Verfahren zur Berechnung des Sedimenteintragsverhältnis (SDR) (VIGIAK et al. 2012) nach der Formel (6) berechnet:

$$NDR_i = NDR_{0,i} \left( 1 + \exp\left(\frac{IC_i - IC_0}{k}\right) \right)^{-1} \quad (6)$$

$NDR_{0,i}$  ist der Anteil an Phosphor, der unabhängig von der Pixelposition in der Landschaft nicht von flussabwärts gelegenen Pixeln zurückgehalten werden kann. Der Einfluss der Topografie wird mit dem topografischen Index  $IC_i$  berücksichtigt, der mit den Faktoren  $IC_0$  und  $k$  kalibriert wird. Der Index  $IC_i$  ist der topografische Index der hydrologischen Verbundenheit der Landschaft zum Gewässer (Formel 7):

$$IC = \log_{10} \left( \frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (7)$$

mit:

$$D_{up} = \bar{S} \sqrt{A}$$

wobei:

$\bar{S}$  = durchschnittliche Hangneigung des bergaufwärts gelegenen Gebietes [m/m] und

$A$  = Fläche des bergaufwärts gelegen Bereiches [m<sup>2</sup>] ist sowie

$$D_{an} = \sum_i \frac{d_i}{S_i}$$

wobei:

$d_i$  die Länge des steilsten Fließpfades hangabwärts zum Gewässer an Pixel  $i$  [m] und  $S_i$  die Hangneigung an Pixel  $i$  darstellt

Die Berechnung des bergaufwärts gelegenen Gebietes und des hangabwärtsgerichteten Fließpfades erfolgt mit dem D-infinity flow Algorithmus (TARBOTON 1997). Um unendliche Werte zu vermeiden, wird die Hangneigung auf ein Minimum von 0.005 gesetzt, falls die Werte, die aus dem DGM berechnet werden unter diesen Grenzwert fallen sollten.

Der Faktor  $IC_0$  (Formel 6) wird mit Formel 8 berechnet:

$$IC_0 = \left( \frac{IC_{max} + IC_{min}}{k} \right) \quad (8)$$

Hierdurch wird festgelegt, dass die Sigmoidfunktion (S-förmiger Graph), die entsteht wenn NDR mit  $IC$  in Beziehung gesetzt wird, auf dem Median der  $IC$ -Verteilung zentriert ist, sodass der maximale  $IC$ -Wert den maximalen Wert für NDR ergibt (SHARP et al. 2017). Der Standardwert für den empirischen Parameter  $k$  ist 2 (BORSELLI et al. 2008).

$NDR_{0,i}$  ist auf dem jeweiligen hangabwärts gerichteten Fließpfad umgekehrt proportional zur Retentionskapazität der Landnutzung. Die Retentionskapazität ist abhängig von der empirischen Retentionseffizienz der Landnutzung  $eff$  und der Retentionslänge  $d$ , die notwendig ist, um die maximale Retentionseffizienz zu erreichen.

Bei der Bewegung entlang des Fließpfades berechnet ein Algorithmus unter Berücksichtigung der zurückgelegten Entfernung die zusätzliche Retentionsleistung eines jeden Pixels. Jedes zusätzliche Pixel desselben Landnutzungstyps trägt einen kleineren Wert zur absoluten Retention bei, bis die maximale Retentionseffizienz für die jeweilige Landnutzungs-kategorie erreicht ist. Die Gesamtretention wird durch die maximale Retention der Landnutzungs-klassen entlang des Fließpfades begrenzt.  $NDR_{0,i}$  wird mathematisch beschrieben in Formel 9:

$$NDR_{0,i} = 1 - eff'_i \quad (9)$$

mit:

$$eff'_i = \begin{cases} eff_{LULC_i} \cdot (1 - s_i) & \text{wenn } down_i \text{ ein Gewässerpixel ist} \\ eff'_{down_i} \cdot s_i + eff_{LULC_i} \cdot (1 - s_i) & \text{wenn } eff_{LULC_i} > eff'_{down_i} \\ eff'_{down_i} & \text{sonst} \end{cases}$$

wobei:

$eff'_{down_i}$  die effektive hangabwärts gerichtete Retention direkt stromabwärts von Pixel  $i$  ist,  
 $eff_{LULC_i}$  die maximale Retentionseffizienz einer jeden Landnutzungsklasse und  
 $s_i$  ein Schrittfaktor definiert als  $s_i = \exp\left(\frac{-5\ell_{i_{down}}}{\ell_{LULC_i}}\right)$  ist.

Dabei gilt:

$\ell_{i_{down}}$  ist die Länge des Fließpfades von  $i$  zum jeweiligen tiefer gelegenen Nachbarpixel und  
 $\ell_{LULC_i}$  ist die Retentionslänge der Landnutzungsklasse an Pixel  $i$

Das unterirdische NDR wird durch eine Exponentialfunktion der Distanz des Pixels zum Gewässer ausgedrückt (Formel 10) bei der die Werte maximal den benutzerdefinierten Wert für maximale Retentionseffizienz im Grundwasser annehmen kann:

$$NDR_{subs,i} = 1 - eff_{subs} \left( 1 - \exp\left(\frac{-5\ell_i}{\ell_{subs}}\right) \right) \quad (10)$$

mit:

$eff_{subs}$  = die maximale Nährstoffretentionseffizienz, die bei unterirdischem Phosphorausstrag erreicht werden kann

$\ell_{subs}$  = die Distanz nach welcher der Boden Nährstoffe mit seiner maximalen Retentionskapazität zurückhalten kann

$\ell_i$  = die Distanz von Pixel  $i$  zum Gewässer

Aus dem Produkt der Nährstoffbelastung ( $L$ ) und dem NDR wird mittels Formel 11 der exportierte Phosphor auf Pixelebene berechnet:

$$P_{exp_i} = L_{surf,i} \times NDR_{surf,i} + L_{subs,i} \times NDR_{subs,i} \quad (11)$$

Die Werte für  $L_{subs,i}$  und  $NDR_{subs,i}$  werden dabei durch das Modell als 0 Werte berechnet, wenn kein Wert für das Verhältnis von ober- und unterirdischem Abfluss angegeben wird.

Am Auslass der Teileinzugsgebiete wird mittels Formel 12 die Summe der Beiträge aller Pixel zum Phosphorausstrag gebildet:

$$P_{exp_{tot}} = \sum_i P_{exp_i} \quad (12)$$

Für die Anwendung des NDR Modells wurden folgende Eingangsparameter benötigt:

Das **Digitale Geländemodell** aus der Anwendung des SWY Modells wurde verwendet.

**Einzugsgebiete:** Da das NDR Modell als Hauptergebnis die gesamte Nährstoffbelastung und den Gesamtexport an Phosphor auf Einzugsgebietsebene aggregiert liefert, wurden kleinere Teileinzugsgebiete gebildet, um Bereiche mit besonders hoher Retentionsleistung je Hektar und Teileinzugsgebiet bilden zu können. Das Vorgehen zur Bildung der Teileinzugsgebiete ist analog zu dem in Kapitel 2.3.4.1. Es wurden zusätzliche Auslasspunkte definiert für welche die Einzugsgebiete berechnet wurden.

**Landnutzung:** Es wurde die Landnutzungskarte mit der nach Schnitthäufigkeit differenzierten Bewertung der Grünlandflächen verwendet (s. Kapitel 2.3.1).

**Abflusspotenzial (Nutrient runoff proxy):** Als Raster für das Abflusspotenzial kommt der Oberflächenabfluss (quick flow), berechnet mit dem InVest Modell Seasonal Water Yield, zum Einsatz (s. Kapitel 2.3.4.2).

**Parameter zur Nährstoffverteilung (Biophysical Table):** Die Parameter der Nährstoffverteilung in Abhängigkeit der Landnutzungsklassen sind die wichtigsten Eingangsgrößen für die Abschätzung des Phosphorausstrags und gleichzeitig diejenigen mit der schlechtesten Datengrundlage (SHARP et al. 2017). Es werden insgesamt drei Parameter benötigt, die die Ausbreitung des Phosphors in der Landschaft beeinflussen: die Nährstoffbelastung, die Retentionseffizienz und die Retentionslänge für jeden Landnutzungstypen (Tab. 6). Alle Parameter sollen aus lokalen Daten und Literatur möglichst passender Fallstudien verwendet werden (SHARP et al. 2017).

Die Werte der **Nährstoffbelastung (Load)** wurden im Zuge einer Literaturrecherche ausgewählt und den Landnutzungsklassen zugewiesen. Für eine umfangreiche Untersuchung der Sensitivität des NDR Modells gegenüber verschiedenen Eingangsparametern und zur Kalibrierung des Modells wurden Werte für die Nährstoffbelastung in Großbritannien durch Literaturrecherche ermittelt (REDHEAD et al. 2018), die einen guten Ansatzpunkt für die Vergabe der Werte geben. In PÄRN et al. (2012) werden in einer groß angelegten Literaturstudie Werte für die Auswaschung von Phosphor aus unterschiedlichen Landnutzungsklassen genannt. In HARMEL et al. (2006) wird ein Überblick über Werte für landwirtschaftliche Flächen gegeben. Für den Mondsee wird ein Export aus Grünlandflächen von ungefähr 1 kg/ha als realistisch angesehen und mit einer tolerierbaren Fracht von 0.5 kg/ha für das gesamte Einzugsgebiet gerechnet (STRAUSS & STAUDINGER 2007). Gemäß SHARP et al. (2017) soll die Berechnung der Nährstoffbelastung der Landnutzungsklassen bei bekanntem Exportwert durch Umrechnung anhand der Retentionseffizienz mit der Formel 13 erfolgen.

$$\text{Nährstoffbelastung} = \frac{\text{Austrag}}{(1 - \text{Retentionseffizienz})} \quad (13)$$

Aus der oben genannten Literatur wurden passende Werte für die Landnutzungsklassen ausgewählt und vergeben. Für Siedlungsbereiche und industrielle Gebiete sowie Deponien wurden die höchsten Werte vergeben. Die ackerbaulich genutzten Flächen folgen mit etwas niedrigeren Werten. Für die Grünlandbereiche wurden Werte um 1 kg/ha vergeben. Es wird davon ausgegangen, dass mit einer intensiveren Nutzung, also einer Erhöhung der Schnittintensität die Nährstoffauswaschung steigt. Durch die häufigere Abfuhr von Pflanzenmaterial wird zwar Phosphor aus dem Gebiet abtransportiert, in den meisten Fällen wird diesem Nährstoffverlust allerdings mit einer zusätzlichen Düngegabe entgegengewirkt. Insbesondere bei Düngung mit Gülle zu ungünstigen Zeitpunkten wird die Phosphorauswaschung erhöht (KLUG et al. 2007). Aus diesem Grund wurden die Werte der Nährstoffbelastung für die häufig geschnittenen Flächen höher gewählt.

Die Wälder erhalten einen niedrigen Wert, da sie meist eine geringe Nährstoffbelastung aufweisen (BÜCKING et al. 1980). Die niedrigsten Werte wurden für Felsflächen, wenig besiedelte Bereiche und Wasserflächen vergeben (PÄRN et al. 2012).

**Retentionseffizienz (Eff):** Abhängig von der Landnutzung und Bewirtschaftung können Ökosysteme den vorhandenen Phosphor unterschiedlich effizient zurückhalten bzw. umsetzen. Für natürliche Vegetationsbestände wie Ruderalvegetation, Wälder und Sümpfe kann im Allgemeinen eine Effizienz von 0.8 oder größer angenommen werden. Das heißt, dass bis zu 80 % des diffus eingebrachten Phosphors durch diese Bestände zurückgehalten werden können (SHARP et al. 2017). Für Landnutzungsklassen mit einem hohen Anteil versiegelter Flächen, wie Siedlungen und Straßen werden sehr geringe Werte angenommen, ebenso wie für Flächen mit wenig Vegetation oder Felsflächen (KIEDRZYŃSKA et al. 2008). Die Retentionseffizienz der Grünland Flächen wurde nach den Vorgaben in REDHEAD et al. (2018) auf mittlere Werte gesetzt, wobei die Retentionseffizienz mit zunehmender Schnitthäufigkeit abnimmt. Die Retentionseffizienz der Ackerflächen liegt unter der von Grünland (DORIOZ et al. 2006).

**Retentionslänge (Crit len):** Für alle nicht Wald-, Acker- und Grünlandbereiche kann die benötigte Strecke, in der ein Ökosystem seine maximale Retentionseffizienz erreicht, mit dem Wert der Pixelgröße gleichgesetzt werden (SHARP et al. 2017). Für Wald, Acker und Grünland wurden mittlere Werte nach den Vorgaben in ZHANG et al. (2010) verwendet.

**Borselli K Parameter:** Der Kalibrierungsparameter k (Formel(7) bestimmt die Form der Beziehung zwischen der hydrologischen Verbundenheit von Landflächen zum Gewässer und dem NDR. Der Standardwert ist 2. Durch das Erhöhen dieses Parameters wird diese Beziehung linear, durch Absenken zu einer Stufenfunktion. Da nach REDHEAD et al. (2018) die Modellvorhersagen in Einzugsgebieten mit großen Unterschieden im Relief, wie dem des

Mondsees, bei hohem K Parameter unterschätzt werden, wird dieser bei den hier durchgeführten Berechnungen auf 1 gesetzt.

**Schwellenwert der Fließgewässerakkumulation:** Der Schwellenwert der Fließgewässerakkumulation wurde analog zum Vorgehen bei der Verwendung des SWY Modells auf 300 gesetzt.

**Tab. 6: Darstellung der Eingangsdaten für die Parameter zur Nährstoffverteilung (Biophysical Table)**

CLC code	Beschreibung	load	eff	crit len	sub surf
112	nicht durchgängig städtische Prägung	2.2	0.05	10	0
121	Industrie/Gewerbeflächen	2.5	0.05	10	0
122	Straßen/Eisenbahnnetze	0.1	0.05	10	0
131	Abbauflächen	0.5	0.05	10	0
132	Deponien, Abraumhalden	2.5	0.05	10	0
142	Sport/Freizeitanlagen	0.5	0.5	10	0
211	Nicht bewässertes Ackerland	2.0	0.25	100	0
231	Wiesen und Weiden	1.4	0.3	100	0
1231	Wiesen und Weiden 1 - 2 Schnitte	1.3	0.35	100	0
3231	Wiesen und Weiden 3 - 4 Schnitte	1.4	0.3	100	0
5231	Wiesen und Weiden $\geq$ 5 Schnitte	1.5	0.25	100	0
242	Komplexe Parzellenstruktur	1.0	0.4	100	0
243	Landwirtschaft & natürliche Vegetation	0.5	0.4	100	0
311	Laubwälder	0.4	0.8	150	0
312	Nadelwälder	0.4	0.8	150	0
313	Mischwälder	0.4	0.8	150	0
332	Felsflächen ohne Vegetation	0.001	0.05	10	0
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	0.1	0.1	10	0
411	Sümpfe	0.1	0.8	10	0
511	Gewässerläufe	0.001	0.05	10	0
512	Wasserflächen	0.001	0.05	10	0

Die auf Ebene der Teileinzugsgebiete aggregierten Ergebnisse für Nährstoffbelastung und Export wurden nach den Vorschlägen in SHARP et al. (2017) in Beziehung gesetzt und der Anteil des exportierten Phosphors an der Gesamtnährstoffbelastung berechnet.



### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Landnutzungskarte

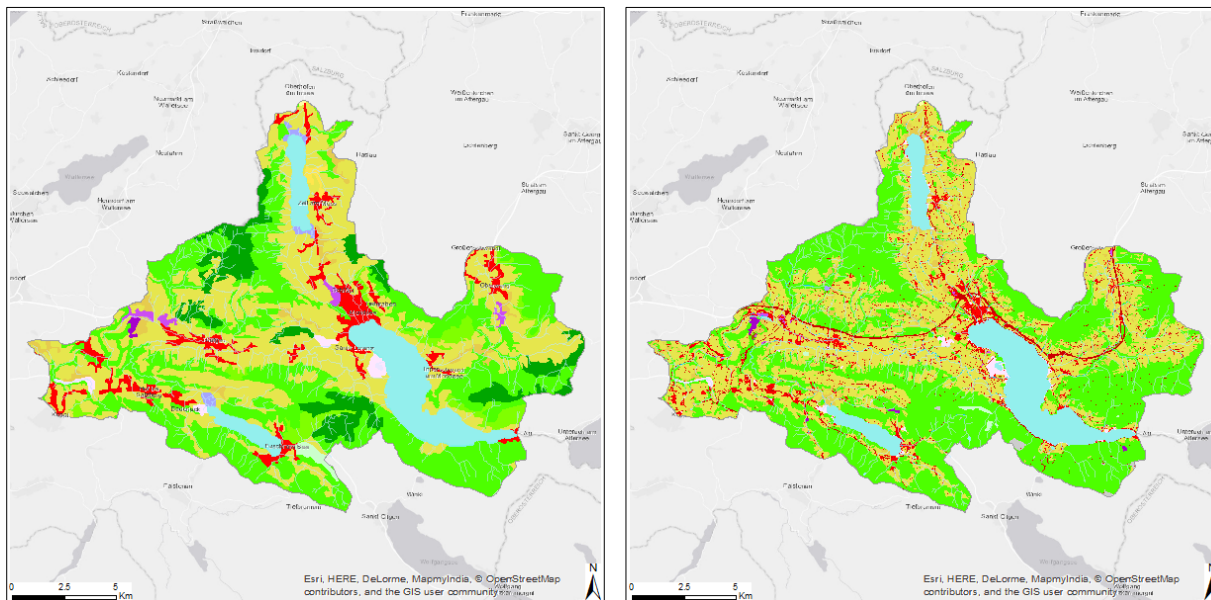
Die modifizierte Landnutzungskarte als Grundlage für die Bewertung von ÖSL zeigt in der räumlichen Verteilung der Landnutzungsklassen ein deutlich differenzierteres Bild als die CLC Daten ohne Anpassung (Abb. 6). Die Abgrenzung insbesondere der Siedlungsbereiche, Industrieflächen und Sportanlagen ist kleinräumiger und auch Gebäude im nicht zusammenhängend bebauten Außenbereich werden dargestellt. Die Klassen Straßen- und Eisenbahnnetze, Deponien und Gewässerläufe kommen neu hinzu. Die Klasse komplexe Parzellenstruktur kommt in der angepassten Karte nicht mehr vor, da dies eine zusammenfassende Klasse unterschiedlicher Nutzungstypen ist, die keine Entsprechung in der DKM Nomenklatur hat. In Tab. 7 ist die jeweilige Flächengröße der einzelnen Nutzungsklassen und die Veränderung der Flächengröße dargestellt.

**Tab. 7: Veränderung des Flächenanteils der Landnutzungsklassen durch die Verschneidung von DKM und CLC**

CLC Code	Bezeichnung	Fläche		Veränderung
		CLC12	DKM und CLC	
112	nicht durchgängig städtische Prägung	1 409.41 ha	810.41 ha	-73.91 %
121	Industrie/Gewerbeflächen	156.35 ha	32.34 ha	-383.49 %
122	Straßen/Eisenbahnnetze	0.00 ha	773.68 ha	100.00 %
131	Abbauflächen	35.78 ha	40.22 ha	11.04 %
132	Deponien	0.00 ha	4.50 ha	100.00 %
142	Sport/Freizeitanlagen	191.56 ha	200.36 ha	4.40 %
211	Nicht bewässertes Ackerland	5.86 ha	5.16 ha	-13.67 %
231	Wiesen und Weiden	8 984.18 ha	8 599.65 ha	-4.47 %
242	Komplexe Parzellenstruktur	68.99 ha	0.00 ha	
243	Landwirtschaft & natürl. Bodenbed.	448.62 ha	955.72 ha	53.06 %
311	Laubwälder	862.60 ha	0.00 ha	
312	Nadelwälder	1 863.69 ha	0.00 ha	
313	Mischwälder	8 284.88 ha	10 907.78 ha	
313	Mischwälder	11 011.17 ha	10 907.78 ha	-0.95 %
332	Felsflächen ohne Vegetation	0.00 ha	3.71 ha	100.00 %
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	107.76 ha	110.38 ha	2.37 %
411	Sümpfe	107.73 ha	6.06 ha	-1 676.95 %
511	Gewässerläufe	0.00 ha	114.31 ha	100.00 %
512	Wasserflächen	2 111.59 ha	2 074.73 ha	-1.78 %
<b>Summe</b>		<b>24 639.00 ha</b>	<b>24 639.00 ha</b>	

Den größten Flächenrückgang verzeichnen mit über 1676 % die Sümpfe, die durch die DKM nur mit einem geringen Flächenanteil ausgewiesen werden, gefolgt von den Industrieflächen

mit einem Rückgang von 383 % und den Siedlungsbereichen mit einer Abnahme von 74 %. Der Gesamtanteil der Waldflächen verändert sich am wenigsten und auch die Gewässerflächen bleiben nahezu unverändert. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen Ackerland sowie Wiesen und Weiden gehen nur leicht zurück.



**Abb. 6: Vergleich der Landnutzungskarten: Links Corine Landcover2012 Rechts CLC Klassen auf Grundlage der DKM Geometrien**

In Tab. 8 ist der Flächenanteil der unterschiedlichen Nutzungsintensitätsklassen an der Gesamtfläche der Grünlandflächen dargestellt. Die Differenzierung bzw. Bewertung der Grünlandflächen anhand der Schnitthäufigkeit zeigt, dass der überwiegende Teil, ca. 64 % ein- bis zweimal im Jahr gemäht wird und damit eine nicht sehr intensive Nutzung aufweist.

**Tab. 8: Anteil der Nutzungsintensitätsklassen der Grünlandflächen**

Wiesen gesamt	-	1 - 2 Schnitte	3 - 4 Schnitte	≥ 5 Schnitte
8 599.65 ha	116.50 ha	5 490.25 ha	1 226.78 ha	1 766.13 ha
100.00 %	1.35 %	63.84 %	14.27 %	20.54 %

Die mit fünf und mehr Schnitten am intensivsten genutzten Flächen nehmen gut 20 %, die Flächen mit einer mittleren Nutzungshäufigkeit etwas über 14 % der Grünlandflächen ein. Für gut 1 %, der durch die Landnutzungskarte auf Grundlage der DKM ausgewiesenen Wiesen und Weiden, liegen keine Daten zur Schnitthäufigkeit vor.

### 3.2 Matrixmethode

Die räumliche Darstellung von Angebot, Nachfrage und Budget der ÖSL Hochwasserschutz Grundwasserneubildung, Erosionsregulierung, Nährstoffregulierung und Wasserreinigung zeigt für alle ÖSL ein ähnliches Bild (Abb. 7 - Abb. 11). Das Angebot ist im Bereich der

naturnäheren Landnutzungsklassen, wie insbesondere der Wälder am höchsten, während in den urbanen Bereichen die Nachfrage meist sehr hoch ist. Zudem ist bei allen Leistungen der Unterschied zwischen der forstlichen und der landwirtschaftlichen Nutzung erkennbar. Die Waldflächen haben bei allen Leistungen die höchsten im UG vorkommenden Werte.

Das Angebot der Leistung Hochwasserschutz (Abb. 7 oben links) wird überwiegend als gering (1) und mittel (3) bewertet. Die gering bewerteten Bereiche werden durch die in den Niederungen gelegenen Wiesen und Weiden sowie weiteren landwirtschaftlichen Flächen eingenommen, die mittleren durch die Waldgebiete in den Höhenlagen. Die Sümpfe werden mit hoch (4) bewertet. Die Bewertungsstufen sehr hoch (5) und relevant (2) sind nicht vertreten. Die Siedlungsbereiche weisen kein relevantes Angebot auf (0).

In den Siedlungsgebieten ist die Nachfrage (Abb. 7 oben rechts) am höchsten und wird mit sehr hoch (5) bewertet. Die Straßen und Industrieflächen, besonders deutlich sichtbar in Form der Autobahn A1 weisen eine hohe Nachfrage auf (4). Die Klasse mittlere Nachfrage (3) kommt nicht vor, während die Klasse relevante Nachfrage (2) mit einem geringen Flächenanteil vertreten ist. Die Wiesen und Weiden weisen eine geringe Nachfrage auf (1).

Während die Wiesen und Weiden eine ausgeglichene Bilanz (0) haben (Abb. 7 unten links), ist die der Ackerflächen eine leicht negative. Die Siedlungsflächen haben eine stark negative Bilanz (-5), gefolgt von Verkehrs- und Industrieflächen (-4) während die Wälder (3) und Sümpfe (4) eine deutlich positive Bilanz aufweisen.

Das Angebot der Leistung Grundwasserneubildung (Abb. 8 oben links) wird aus drei Kategorien gebildet und zeigt damit die geringste Varianz. Die Wälder, Bereiche mit natürlicher Vegetation und Sportanlagen werden mit relevantem Angebot (2) bewertet, die weiteren nicht urbanen Landnutzungsklassen haben eine geringen (1) Wert. Die verbleibenden Landnutzungsklassen weisen kein relevantes Angebot auf.

In den Siedlungsgebieten ist die Nachfrage nach der ÖSL Grundwasserneubildung am höchsten (Abb. 8 oben rechts) und wird mit sehr hoch (5) bewertet. Die Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung und natürlicher Bodenbedeckung und die Straßen weisen eine geringe Nachfrage (1) auf. Die Bewertungsklassen relevante Nachfrage (2) und hohe Nachfrage (4) sind mit einem geringen Flächenanteil vertreten, die Klasse mittlere Nachfrage (3) kommt nicht vor. Der überwiegende Teil der Landnutzungsklassen weist keine Nachfrage auf (0).

Die Siedlungsgebiete weisen eine stark negative Bilanz auf (-5), (Abb. 8 unten links) die halb urbanen Landnutzungsklassen eine weniger starke (-4) und die Verkehrsflächen eine gering negative (-1). Die landwirtschaftlichen Flächen haben eine leicht positive Bilanz (1), die der Wälder ist am höchsten (2).

Das Angebot der ÖSL Erosionsregulierung (Abb. 9 oben links) ist bei den am häufigsten auftretenden Landnutzungsklassen Wiesen und Weiden sowie Wald hoch (4) bzw. sehr hoch

(5). Die ackerbaulich genutzten Bereiche und Wasserflächen weisen keine relevante Kapazität auf (0). Insgesamt hat die ÖSL Erosionsregulierung die höchste Kapazität der betrachteten Leistungen innerhalb des UG.

Die Nachfrage (Abb. 9 oben rechts) ist bei den meisten Landnutzungsklassen gering bzw. nicht vorhanden, sodass insgesamt eine sehr ausgeglichene Bilanz (Abb. 9 unten links) entsteht. Auffällig ist die mittlere und damit höchste Nachfrage im Bereich der Autobahn, wodurch in diesem Bereich eine negative Bilanz entsteht.

Das Angebot der Leistung Nährstoffregulierung wird hauptsächlich durch die Wälder und Sümpfe erbracht (Abb. 10 oben links), welches mit sehr hoch (5) bzw. hoch (4) bewertet wird. Der überwiegende Teil der Landnutzungsklassen, insbesondere die Siedlungsbereiche und landwirtschaftlichen Flächen weisen kein relevantes Angebot auf (0). Die Wasserflächen haben ein geringes Angebot (1), die Gewässerläufe ein mittleres (3).

Die Wälder, Erholungsflächen, Straßenanlagen, Sümpfe und Gewässer weisen keine relevante Nachfrage auf (Abb. 10 oben rechts). Durch die Wiesen und Weiden erfolgt eine geringe (1) Nachfrage. Die Nachfrage in den urbanen Bereichen wird mit relevant (2) bewertet, die der Ackerflächen und Industriegebiete mit mittel (3).

Hierdurch entsteht ein deutliches Defizit im Budget (Abb. 10 unten links) der Leistung Nährstoffregulierung bei allen nicht naturnahen Landnutzungsklassen.

Die Leistung Wasserreinigung wird fast ausschließlich durch die Wälder erbracht, welche ein hohes Angebot (5) aufweisen (Abb. 11 oben links). Die Gewässerläufe weisen eine mittlere Kapazität auf, die Erholungsflächen und ackerbaulich genutzten Bereiche eine geringe (1). Die Siedlungsflächen sowie die Wiesen und Weiden haben keine relevante Kapazität. Für die Wälder, Straßenanlagen, und ackerbaulichen Bereiche besteht keine Nachfrage (0).

Die Erholungsflächen weisen eine geringe (1) Nachfrage auf (Abb. 11 oben rechts), die Siedlungsbereiche und landwirtschaftlichen Flächen eine relevante (2). Die Industriegebiete haben die höchste Nachfrage (3).

Die Bilanz (Abb. 11 unten rechts) ist ähnlich verteilt wie bei der Leistung Nährstoffregulierung mit einem Defizit bei allen nicht Wald- und Fließgewässerbereichen.

Die Anwendung von durchschnittlichen Werten für Angebot, Nachfrage und daraus resultierendem Budget für fünf regulierende ÖSL mit einer Matrix zeigt für alle bewerteten ÖSL eine deutliche Übersteigerung des Angebots durch die Nachfrage in den urbanen Gebieten.

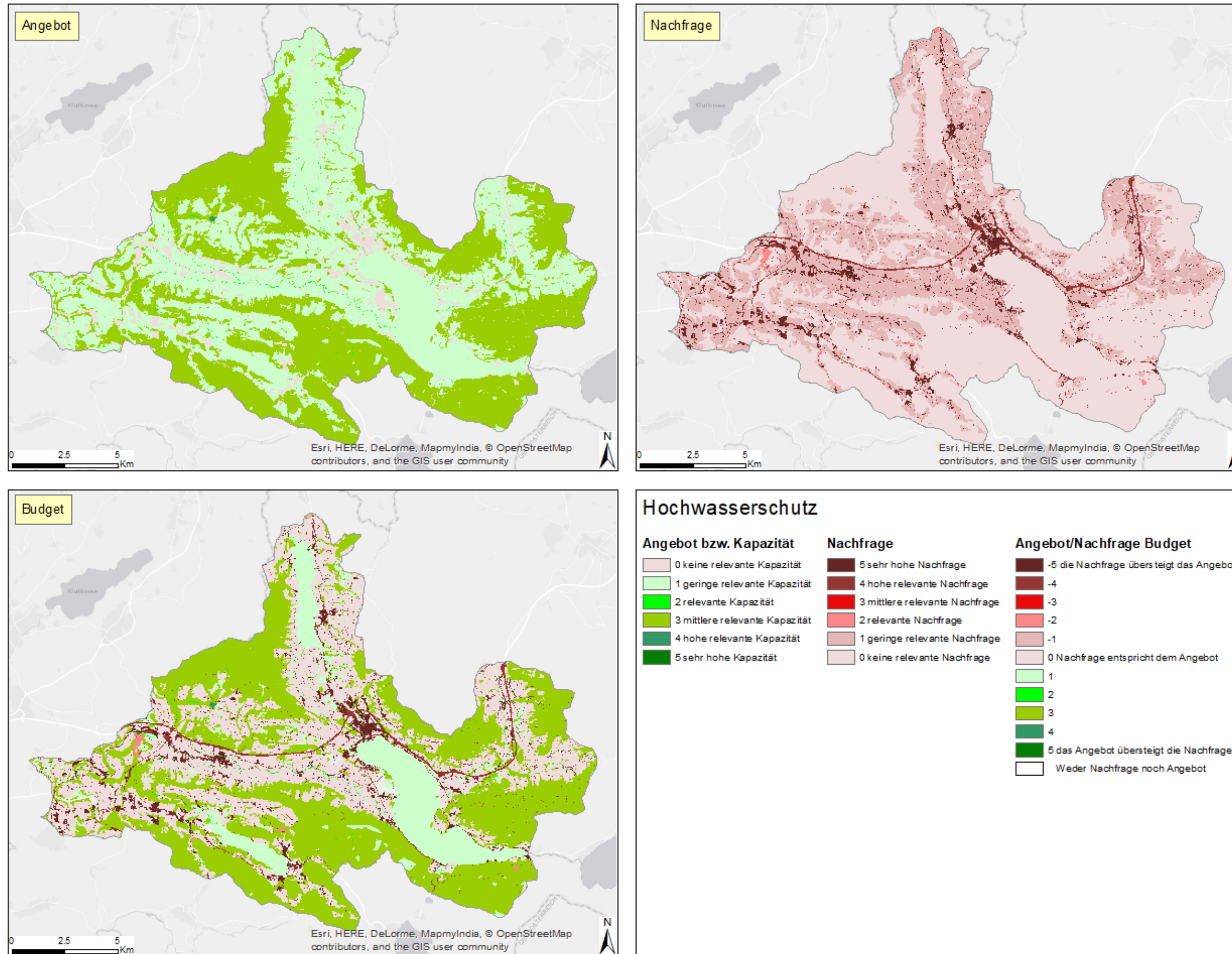


Abb. 7: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Hochwasserschutz

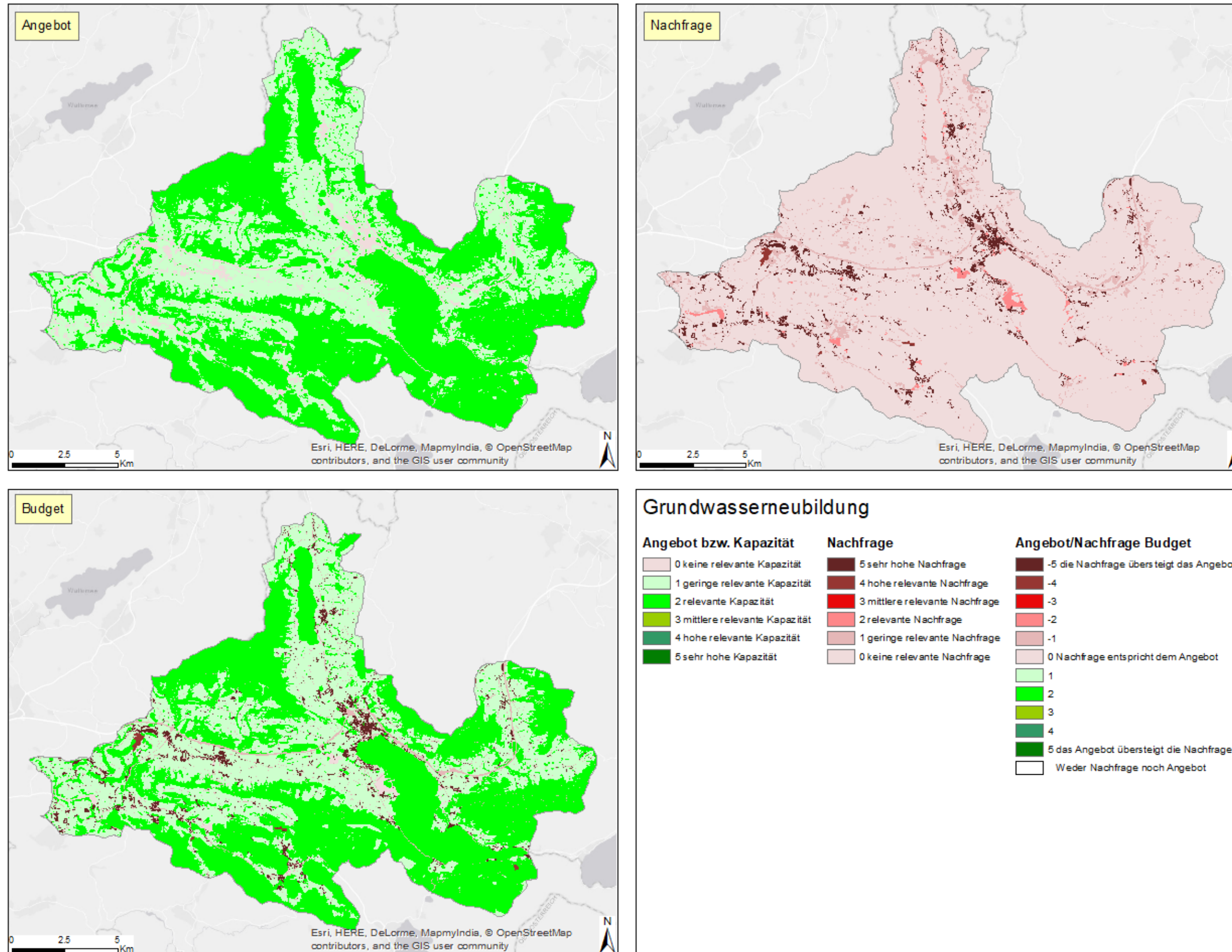


Abb. 8: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Grundwasserneubildung

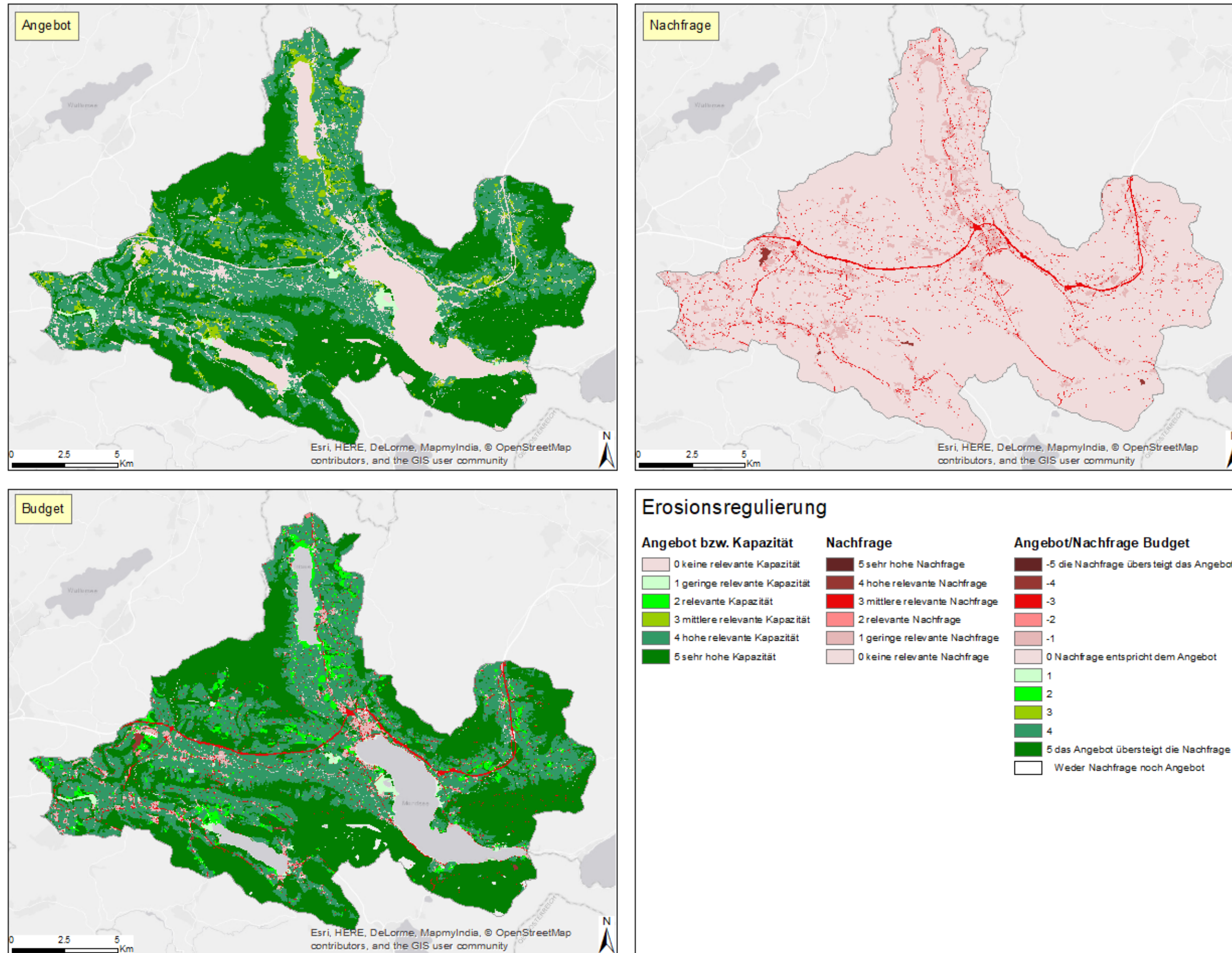


Abb. 9: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Erosionsregulierung

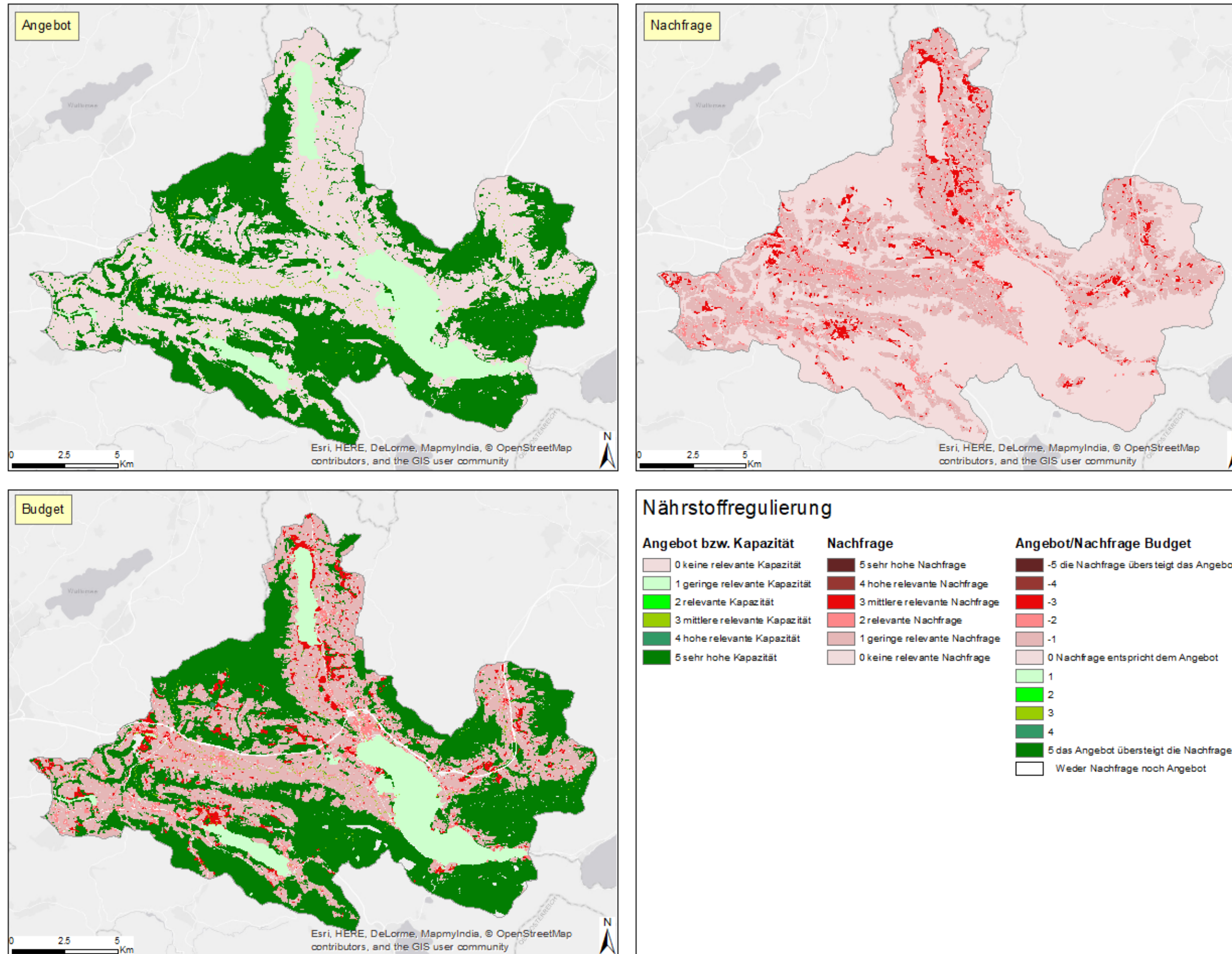


Abb. 10: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Nährstoffregulierung



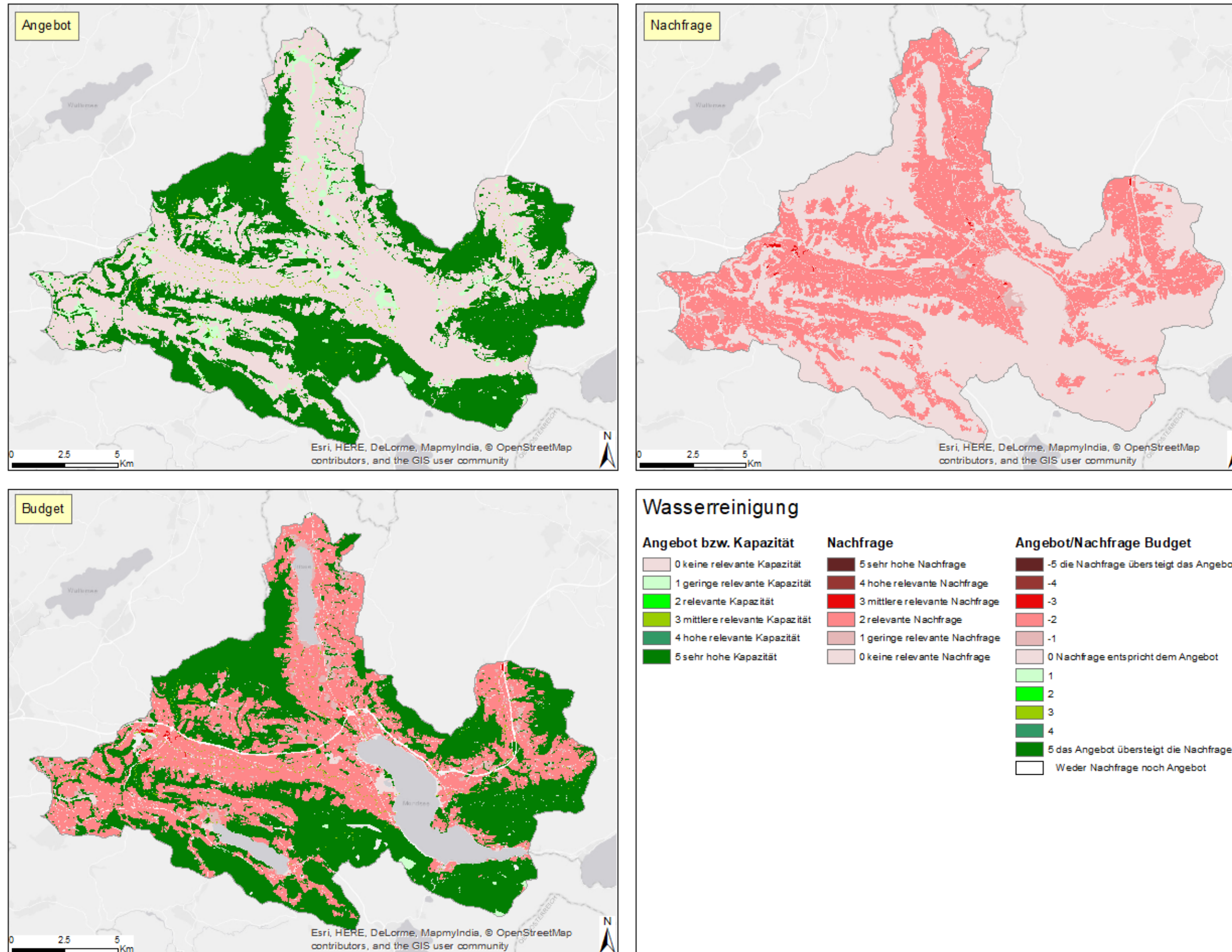


Abb. 11: Darstellung der Karten für Kapazität (Angebot), Nachfrage und Budget der Leistung Wasserreinigung

### 3.3 Seasonal Water Yield

Die räumliche Verteilung des mit dem SWY Modell berechneten schnellen, oberflächennahen Abflusses (quick flow) ist in Abb. 12 dargestellt. Die Werte variieren zwischen 6 mm/a und 1 620 mm/a. Die höchsten Werte des quick flow von über 500 mm/a liegen im Bereich der Wasserflächen der Seen und Fließgewässer. Diese liegen teilweise deutlich über den Werten der Landökosysteme und entsprechen den Werten des gefallenen Niederschlags, der in Gewässern direkt als Abfluss berechnet wird. Die Werte zwischen 120 mm/a und 500 mm/a werden vor allem von den versiegelten Flächen der Siedlungsbereiche und Verkehrsflächen erreicht. Dies ist auf die fehlende Infiltrationsmöglichkeit in den Boden zurückzuführen.

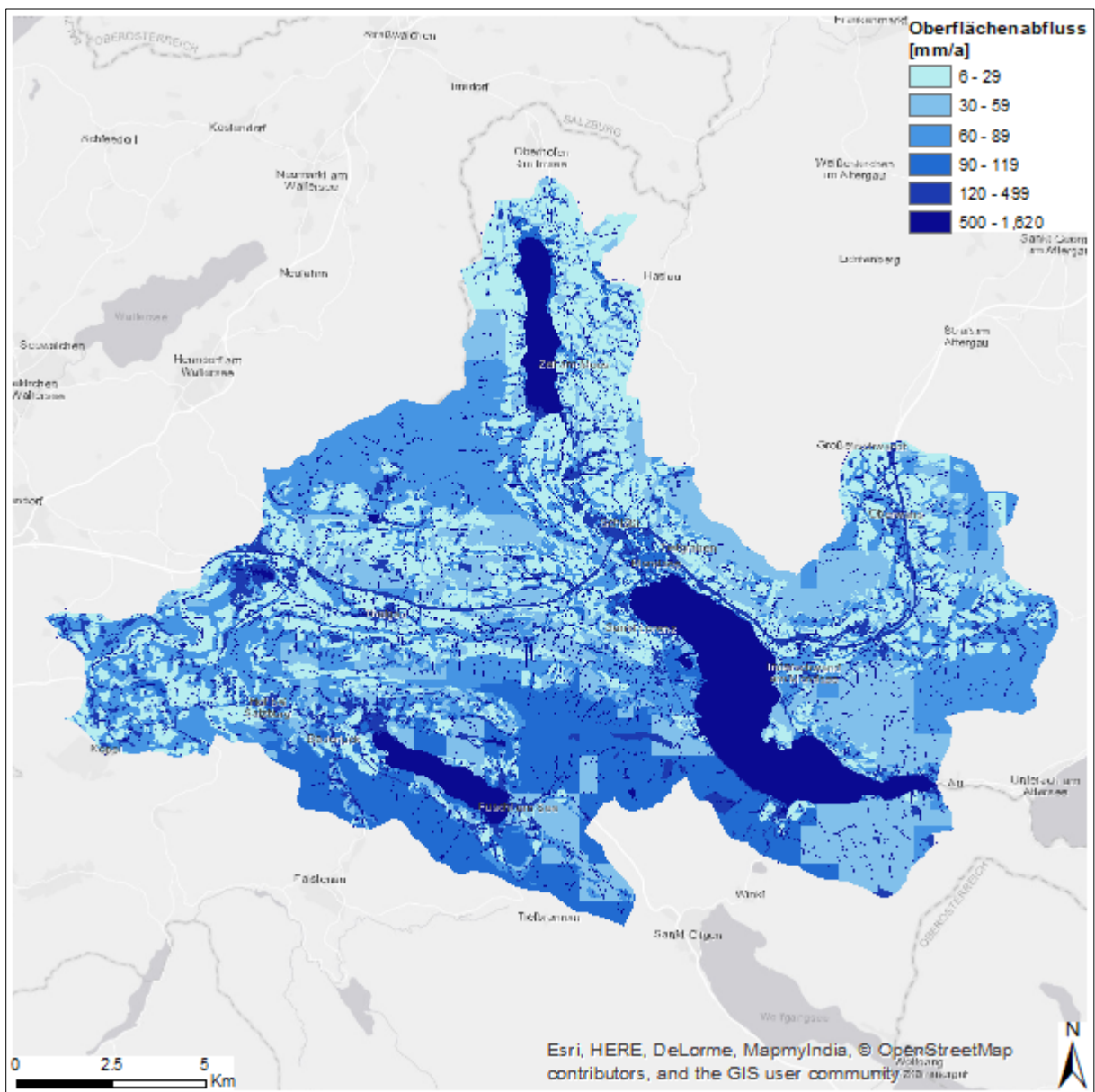


Abb. 12: Ergebnisse der Berechnung des quick flow mit dem SWY Modell [mm/a]

Die höher gelegenen Bereiche im Süden des UG weisen Werte zwischen 90 mm/a und

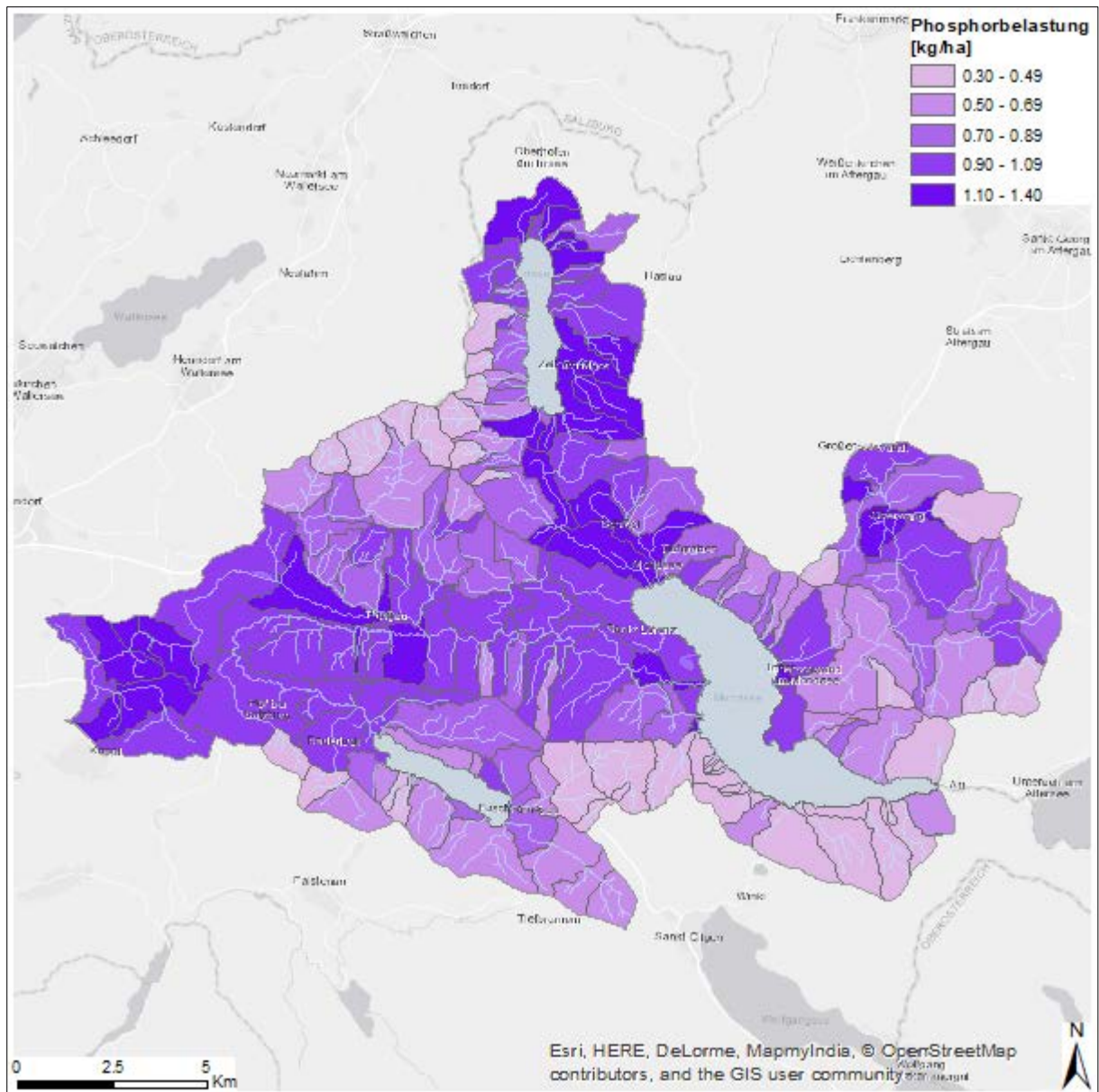
120 mm/a auf. Im Nordwesten und Osten liegen Bereiche mit Werten zwischen 60 mm/a und 90 mm/a. Diese werden von Flächen mit Werten von 30 mm/a bis 60 mm/a unterbrochen. Entlang der Täler und nach Norden hin erstreckt sich ein deutlich kleinräumigeres Mosaik aus Werten zwischen 6 mm/a und 90 mm/a, wobei an einigen Stellen Werte bis 120 mm/a erreicht werden. Deutlich sichtbar ist der Einfluss der unterschiedlichen Auflösung des Rasters der Bodengruppen. Im Norden und Süden sind die Abstufungen der unterschiedlichen Werte des quick flow deutlich gröber. In den höher gelegenen Bereichen im Nordosten und Süden stehen flachgründige, weniger durchlässige Böden an, während zu den Tälern hin die Durchlässigkeit der Böden höher wird, wodurch der geringere Oberflächenabfluss zu erklären ist. Zudem nimmt nach Nordwesten hin die Niederschlagsmenge ab, wodurch die nach Norden hin geringer werdenden Werte erklärt werden können.

### 3.4 Nutrient Delivery Ratio

Das Ergebnis der Modellierung mit dem NDR Modell von InVest ist die Darstellung von absoluter Phosphorbelastung (total load) und exportierter Nährstoffmenge aggregiert auf Ebene der Teileinzugsgebiete. Die absolute Belastung mit Phosphor je Hektar (Abb. 13) ist in den Teileinzugsgebieten im Norden, zentral nach Süden und nach Westen entlang der Täler der Zeller Ache und Fuschler Ache am höchsten. In diesen von Siedlungsbereichen dominierten Teileinzugsgebieten liegen die Werte in der höchsten Klasse von 1.1 kg/ha bis 1.4 kg/ha. Die ebenfalls in den Tälern gelegenen Teileinzugsgebiete mit überwiegender Grünlandnutzung sind die mit den nächstniedrigeren Werten. Die Teileinzugsgebiete mit den niedrigsten Werten für Nährstoffbelastung liegen im Nordwesten und Süden. Diese höher gelegenen, von Wäldern dominierten Gebiete weisen aufgrund ihrer Landnutzung die niedrigsten Werte auf. Dieses Ergebnis wurde erwartet, da die Werte für die Nährstoffbelastung in Abhängigkeit von der Landnutzungs-kategorie in das Modell Eingang finden und demnach auch die räumliche Verteilung von diesen abhängt. Die von Landnutzungs-kategorien mit hohen Werten für Nährstoffbelastung, insbesondere Siedlungsbereichen, dominierten Teileinzugsgebiete entlang der großen Fließ- und Stillgewässer weisen die höchsten Werte je Hektar auf.

Beim Blick auf die räumliche Verteilung der Phosphorretention zeigt sich ein anderes Bild. Hier liegen die Teileinzugsgebiete mit dem höchsten Anteil zurückgehaltenem Phosphor überwiegend im Norden und teilweise im Süden und Osten (Abb. 14). Die Teileinzugsgebiete mit den geringsten Werten liegen um den Fuschlsee im Süden und entlang des Oberlaufs der Fuschler Ache. Hier wird der Einfluss des Abflusspotenzials und der Topografie deutlich. Aus den Teileinzugsgebieten mit einem höheren Abfluss (s. Kapitel 3.3) und steileren Hängen wird entsprechend mehr Phosphor ausgetragen als aus den Bereichen mit einer

geringeren Hangneigung und geringem quick flow im Norden. Aus diesem Grund erscheint eine Aggregation bzw. Klassifizierung der Retentionsleistung auf Ebene der Landnutzungsklassen nicht sinnvoll, da die Eingangsdaten auf Landnutzungsebene klassifiziert in das Modell eingehen und die tatsächliche Retentionsleistung auch von der Verteilung dieser Klassen in der Landschaft, der Topografie und dem Abflusspotenzial abhängt.



**Abb. 13: Darstellung der Phosphorbelastung in den Teileinzugsgebieten**

Die gesamte Nährstoffbelastung für das Mondseeinzugsgebiet beträgt insgesamt 18 466 kg/a, die zum Gewässer transportierte und aus dem Einzugsgebiet exportierte Phosphormenge 1 406 kg/a.

Die Bewertung der Retentionsleistung kann zum einen durch einen Vergleich der im UG vorkommenden Werte untereinander und zum anderen im Verhältnis zu anderen Gebieten

vorgenommen werden. Da keine direkt vergleichbaren Gebiete mit ähnlichen Berechnungen bekannt sind und keine allgemeingültige Bewertungsskala vorliegt, kann eine Bewertung nur anhand der vorliegenden Werte durchgeführt werden, obwohl diese alle im oberen Bereich der Prozentskala liegen. Es kann beispielsweise eine fünfstufige Skala mit den Werten sehr gering (80 % - 86 %), gering (86 % - 91 %), mittel (91 % - 93 %), hoch (93 % - 95 %) und sehr hoch (95 % - 98 %) gewählt werden.

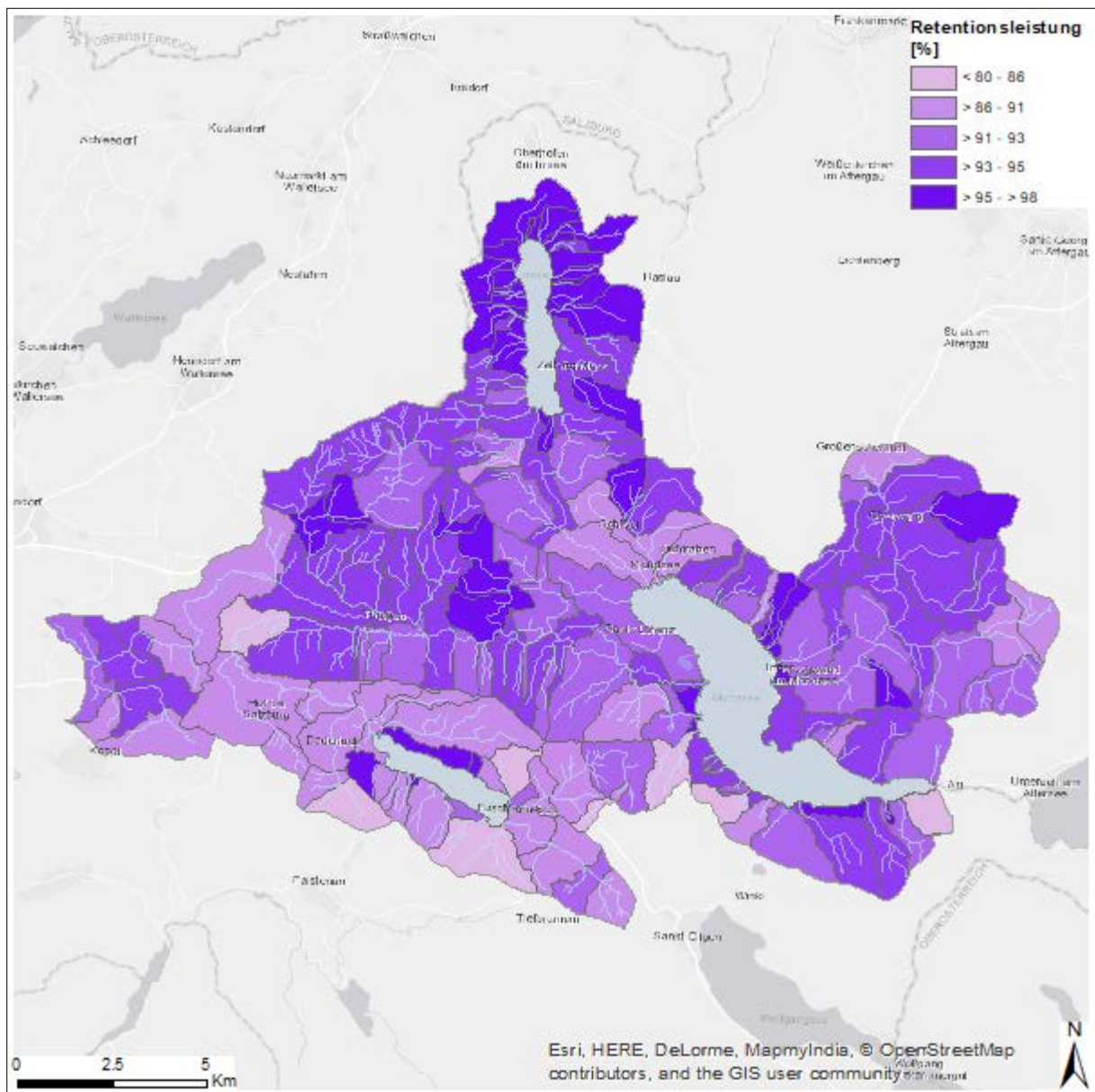


Abb. 14: Darstellung des prozentualen Anteils zurückgehaltenen Phosphors in Bezug auf die Gesamtnährstoffbelastung mit Phosphor je Teileinzugsgebiet

## 4 Diskussion, Schlussfolgerung und Ausblick

### 4.1 Methodendiskussion

Die Frage, ob die ausgewählten ÖSL mit den verwendeten GIS-Methoden für das Mondseeinzugsgebiet ausreichend detailliert ermittelt werden können und ob eine Übertragbarkeit und Integration in internationale Bewertungsverfahren möglich ist, kann nur teilweise beantwortet werden. Die Anwendung der Matrixmethode mit Durchschnittswerten kann nur einen groben Überblick über die Verteilung von ÖSL geben und es konnte durch die Modellierung mit InVest kein Beitrag zur Verbesserung dieser Werte geleistet werden. Die Modellierung mit InVest in der hier angewendeten Form entspricht nicht den aktuellen Anforderungen der CICES Klassifizierung und liefert räumlich wenig differenzierte Ergebnisse.

Durch die in dieser Arbeit verwendete Matrixmethode sollte ein einfacher Überblick über die räumliche Verteilung der ÖSL gegeben werden, ohne umfangreiche Datengrundlagen beschaffen zu müssen. Die Ergebnisse können eine grundsätzliche Tendenz abbilden, allerdings keine konkret auf das UG zutreffenden Werte darstellen. Zudem wird nicht klar, welche Indikatoren konkret hinter den Durchschnittswerten stehen, hierfür werden nur mögliche Beispiele genannt (BURKHARD et al. 2012). Um die Ergebnisse detaillierter an die Gegebenheiten im UG anzupassen, könnten beispielsweise Interviews mit Experten aus unterschiedlichen Fachdisziplinen oder statistische Datenauswertungen herangezogen werden. Dies konnte in dieser Arbeit nicht durchgeführt werden und stellt einen Ansatzpunkt für weiterführende Arbeiten dar.

Die Ergebnisse aus dem NDR Modell können nicht direkt in die Systematik der Matrixmethode integriert werden, da keine Klassifizierung der Retentionsleistung auf Ebene der Landnutzungsklassen erfolgt, sodass keine Vergleichbarkeit der Ergebnisse gegeben ist. Die Eingangsdaten für die Ermittlung des Phosphoraustrags werden für das NDR Modell in Abhängigkeit von den Landnutzungsklassen aufbereitet. Dementsprechend ist eine statistische Auswertung der Beiträge der einzelnen Landnutzungsklassen zur Retentionsleistung nicht sinnvoll, da der Einfluss weiterer Faktoren außer Acht gelassen werden würde. Diese Aussage wird durch HARRISON et al. (2017) im Allgemeinen unterstützt, die diese beiden Methoden in einem Entscheidungsbaum zur Methodenauswahl nebeneinander und nicht untereinander darstellen.

Für die Anwendung der Matrixmethode wird eine andere Systematik verwendet als in CICES gefordert bzw. es findet keine Übersetzung der in BURKHARD et al. (2012) vorgenommenen Klassifizierung in CICES-Klassen statt. Die Systematik aus BURKHARD et al. (2012) wurde verwendet, da nur für diese Systematik durchschnittliche Werte für die Einstufung der ÖSL

vorhanden sind. Die Bewertungen von Angebot, Nachfrage und Budget sind in der verwendeten Form zwar europaweit vergleichbar einsetzbar, allerdings ohne Übersetzung in CICES-Klassen nur bedingt im Rahmen einer europaweit einheitlichen Methodik im Sinne von MAES verwendbar.

Für den Klassifizierungsrahmen CICES wurde Anfang 2018 eine Revision veröffentlicht. Dieser liegt jetzt in der Version 5.1 vor (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2018). Die Revision wurde auch auf Grundlage von Workshops innerhalb der Projekte ESMERALDA und OpenNESS durchgeführt und kann als ein Ergebnis dieser angesehen werden. Der Fokus der Revision liegt unter anderem auf der Trennung zwischen biotischen und abiotischen Bestandteilen einer Leistung. Die Klassen aus Version 4.3, in welche die in dieser Arbeit berechnete Retentionsleistung eingegliedert wurde, wurden auf Gruppenebene zusammengefasst. Die Trennung zwischen „Mediation by Biota“ und „Mediation by Ecosystems“ wird nicht mehr vorgenommen und somit einem Problem mit Version 4.3 begegnet (MAES et al. 2014) (s. Kapitel 2.3.2). Gleichzeitig wurden diese in die in Version 5.1 neu entwickelte Division „Transformation of biochemical or physical inputs to ecosystems“ verschoben.

Darüber hinaus wurde zur Berücksichtigung der abiotischen Bestandteile einer ÖSL die Klasse „Mediation by other chemical or physical means“ eingeführt, in welche die Retentionsleistung von natürlichen, chemischen und physikalischen Prozessen eingeordnet werden soll. Die Einordnung der Ergebnisse des NDR Modells in diese Klassen ist nur mit Abstrichen möglich. Durch die Verwendung von Werten aus der Literatur für die Retentionskapazität der einzelnen Landnutzungsklassen wird keine Trennung zwischen den einzelnen Komponenten vorgenommen, die diese Kapazität bzw. Funktion ermöglichen. Um eine getrennte Erfassung des Anteils an Retentionsleistung von lebenden Organismen mit InVest berechnen zu können, müssten hierfür Daten vorhanden sein, die nur mit erheblichem Aufwand bzw. mit Experten anderer Fachdisziplinen zu erheben sind.

Die Revision von CICES macht die Aktualität der Diskussion zum Thema einheitliche und vergleichbare Erfassung und Bewertung von ÖSL und die nicht endgültig geklärten Probleme deutlich, die mit einer eindeutigen Klassifizierung einhergehenden.

## 4.2 Seasonal Water Yield

Das Modell SWY wurde verwendet, da die Verteilung des Niederschlags im UG sehr variabel, von vielen Faktoren abhängig und nicht aussagekräftig ist (KLUG 2012b). Zudem ist vor allem der direkt nach der Düngung oberflächlich ausgewaschene Phosphor im UG problematisch. Die Datengrundlage spielt für die Anwendung des SWY Modell eine entscheidende Rolle. Die Daten für monatliche Niederschlagssummen, monatliche Referenzverdunstung und ein digitales Geländemodell in ausreichender Auflösung lagen für

diese Arbeit vor. Dies wird vermutlich bei der Anwendung in anderen Gebieten nicht immer gewährleistet sein. Die Auflösung des DGM ist für das Erstellen der Gewässerläufe und die korrekte Darstellung der Fließrichtung entscheidend (SALATA et al. 2017). Die Daten zur Landnutzung liegen in Form von CLC Daten europaweit vor und können in der ursprünglichen Form eingesetzt werden oder an regionale Gegebenheiten angepasst werden.

Bei der Anwendung des SWY Modells im Einzugsgebiet des Mondsees bereitete die Ableitung der hydrologischen Bodengruppen und der darauf aufbauenden CN-Werte einige Probleme. Die Ableitung der gesättigten Wasserleitfähigkeit nach KA5 aus der eBod ist im Vergleich zu der Ableitung bzw. Aufbereitung der übrigen Datengrundlagen relativ zeitaufwendig und fehlerbehaftet. Die Lagerungsdichte liegt nicht direkt als Parameter vor und muss abgeleitet werden. Hierbei sind die unsaubere Benennung und die Verwendung von unterschiedlichen Begrifflichkeiten ein Problem. So werden z. B. die in der eBod unter der Spalte „Struktur“ verbal zusammengefassten Parameter in (EISENHUT & KAPFENBERGER-POCK 1993) in die Einzelteile „Form“, „Größe“ und „Lagerung“ aufgeteilt und mit Abkürzungen benannt. Durch die Verwendung von ausgeschriebenen Attributen bei der Beschreibung von Gefügeform und Struktur in der Bodenkarte und Darstellung mit Abkürzungen in der Ableitungssystematik mussten diese in eine einheitliche, passende Form gebracht werden. Hierbei wurden die fast unvermeidbaren Schreibfehler und Doppelbenennungen in der vorhandenen Bodendatenbank zum Problem bzw. erforderten viele Kontrollschleifen. Eine Aktualisierung des Datenbankdesigns könnte diese Probleme lösen. Des Weiteren liegen nicht für alle Horizonte alle Parameter vor, sodass nicht für alle Bodentypen eine Einstufung in Bodengruppen erfolgen konnte. Die Lücken in den nicht kartierten Bereichen konnten mit Daten gröberer Auflösung gefüllt werden. Ein Downscaling dieser Daten wurde nicht durchgeführt, da hierfür keine geeigneten Daten zur Verfügung standen. Die Möglichkeit die Daten des Bodeninformationssystems des Bundes und der Bundesländer (BORIS) zu verwenden, um die Lücken zu füllen, wurde verworfen. Im BORIS liegen verschiedene Bodenparameter aus unterschiedlichen Quellen, wie beispielsweise der Waldbodeninventur als Punktinformationen vor. Allerdings sind im UG nur sehr wenig Punkte vorhanden und diese sind aus Datenschutzgründen nicht lagegetreu (TULIPAN 2017). Aus diesen Gründen wurde die Verwendung dieser Daten ausgeschlossen. Ein Vorteil der Verwendung der Daten des BORIS wäre die Konformität mit der INSPIRE Richtlinie gewesen, durch welche eine einheitliche Geodateninfrastruktur in Europa geschaffen werden soll (INSPIRE 2018). Die Verwendung von INSPIRE konformen Datensätzen wäre in Hinblick auf ein EU-weit vergleichbares Bewertungsverfahren von ÖSL grundsätzlich wünschenswert. Allerdings wird dadurch das Problem fehlender, ÖSL spezifischer Daten, insbesondere der Bodendaten nicht gelöst. Da die direkte Messung bzw. Kartierung und Erhebung von Daten sehr teuer



und aufwendig ist, bietet z. B. die Fernerkundung eine Möglichkeit fehlende Daten zu erheben. Daten wie Landbedeckung und Relief können zuverlässig mit optischen Sensoren erhoben werden während für die Bestimmung von Parametern wie der Bodenfeuchte aktive Radarsensoren erforderlich sind (HEIPKE 2017).

Die Ergebnisse der Modellierung mit dem SWY Modell konnten nicht validiert werden, da nur gemessene Daten des Gesamtabflusses am Pegel Mondsee vorhanden sind und eine quantitative Erfassung des Basisabflusses durch das Modell nicht gegeben ist und somit die Gesamtabflussmenge nicht berechnet werden kann (SHARP et al. 2017). Das SWY Modell stellt nur den relativen Anteil des Beitrags jedes Pixels zum Gesamtabfluss dar. Ein eigenständiges Werkzeug zu diesem Problem befindet sich in der Entwicklung (SHARP et al. 2017).

### 4.3 Nutrient Delivery Ratio

Das Ergebnis der Berechnung mit dem NDR Modell stellt zum einen die Verteilung der Nährstoffbelastung im UG und zum anderen den Export von Phosphor durch schnell und oberflächennah abfließenden Niederschlag dar. Durch Vergleichen dieser beiden Werte kann die Retentionsleistung von Ökosystemen anhand der Verteilung der Werte im UG bewertet werden. Insbesondere dieses Verhältnis ist von Interesse, da die absoluten Zahlen nicht den gesamten Phosphorausstrag darstellen.

Die Verfügbarkeit und Aufbereitung von Eingangsdaten ist auch für für die erfolgreiche Anwendung des NDR Modells ein entscheidender Faktor (SHARP et al. 2017). Die Daten zum Relief (DGM) und zur Landnutzung konnten analog zur Anwendung des SWY Modells verwendet werden. Die Einzugsgebiete konnten aus dem DGM abgeleitet werden. Die Anwendung des SWY Modells zur Abschätzung des quick flow als Eingangsdatensatz für das NDR Modell erhöht den Aufwand der benötigten Zeit und Daten erheblich. Der kritischste Punkt ist die Abschätzung der Parameter für die Nährstoffverteilung. Für den Mondsee liegen zwar gemessene Werte für die Gesamtfracht von Phosphor und Einschätzungen zu Nährstoffbelastung unterschiedlicher Landnutzungsklassen vor, allerdings musste für eine vollständige Parametrisierung des Modells auf Daten aus der Literatur zurückgegriffen werden, die nicht konkret auf die lokalen Gegebenheiten bezogen sind. Dies birgt ein zusätzliches Fehlerpotenzial.

Durch die Vereinfachung der biophysikalischen Prozesse des Nährstoffkreislaufs wird bei der Anwendung des NDR Modells keine genaue Vorhersage von tatsächlichem Nährstoffaustrag ermöglicht, sondern lediglich eine Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse erreicht. Für eine Modellierung mit dem oberflächennahen Abfluss wie in dieser Arbeit sollte die Beeinflussung der zeitlichen Verteilung der Niederschläge insbesondere durch extreme Regenereignisse sowie Schneebedeckung und -schmelze berücksichtigt werden. Dies wird

durch das NDR Modell nicht ermöglicht. Im Mondseeinzugsgebiet kommt es insbesondere durch Extremereignisse und Schneeschmelze zu deutlich erhöhtem kurzfristigen Phosphorausstrag (STRAUSS & STAUDINGER 2007; KLUG 2012b), sodass durch deren Berücksichtigung realere Ergebnisse erzielt werden könnten.

In Hinblick auf die Auflösung der Ergebnisse wäre eine detailliertere räumliche Auflösung wünschenswert. Allerdings führt eine Einteilung in zu kleine Teileinzugsgebiete zu deutlich ungenaueren Ergebnissen (REDHEAD et al. 2018) was dem Ziel räumlich differenziertere Ergebnisse zu erzielen entgegensteht.

Um die mit dem Modell berechneten Werte mit tatsächlich gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden die in einem langen Zeitraum aufgenommenen Messwerte für das Teileinzugsgebiet der Fuschler Ache von STRAUSS & STAUDINGER (2007) verwendet. Hier wird für den Zeitraum von 1990 bis 2005 aus Einzelmessungen eine durchschnittliche Phosphorfracht von 6 019 kg/a berechnet. Der durch InVest modellierte Austrag für das Einzugsgebiet der Fuschler Ache beträgt 997 kg/ha. Die berechneten Werte sind also im Vergleich zum realen Gesamtaustrag, in welchem alle Quellen berücksichtigt werden, deutlich zu niedrig. Allerdings wird in der vorliegenden Berechnung mit dem NDR Modell nur der durch den oberflächennahen Abfluss angetriebene Austrag berechnet. Nach ZESSNER et al. (2011) und SAMHABER (2016) beträgt der Austrag über Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet der Fuschler Ache 18 % bzw. 19 % des Gesamtaustrags. Der Anteil des durch Oberflächenabtrag ausgetragenen Phosphors an den durch STRAUSS & STAUDINGER (2007) gemessenen Werten beträgt also 1 083 kg/a (bei 18 %) oder 1 143 kg/a (bei 19 %). Verglichen mit diesen Zahlen liegen die durch das NDR Modell ermittelten Werte nur 8 % bzw. 13 % unter den tatsächlich gemessenen Werten.

Durch die in dieser Arbeit durchgeführte Anwendung des NDR Modells wurden keine Austräge durch punktuelle Quellen wie Kläranlagen oder Industrie, keine direkten Abflüsse durch Drainagen oder Kanalisation und keine Auswaschung durch Zwischen- und Basisabflüsse berücksichtigt. Für eine möglichst vollständige Modellierung des gesamten Nährstoffkreislaufs innerhalb des UG sollte ein differenzierteres hydrologisches Modell verwendet werden. In SAMHABER (2016) werden hiermit im Vergleich zu gemessenen Werten relativ gute Ergebnisse im Teileinzugsgebiet der Fuschler Ache erzielt. Allerdings sind auch hier die Fehlerquellen Extremereignisse und Schneeschmelze nicht ausreichend berücksichtigt. Die während und kurz nach den Extremereignissen auftretenden Phosphorfrachten werden durch diese Modellierung nach wie vor unterschätzt. Problematisch ist hierbei insbesondere das Nährstoffmanagement auf den einzelnen Flächen. Der Zeitpunkt und die ausgebrachte Menge Dünger spielt eine entscheidende Rolle. Zur Lösung dieser Probleme sollen auch die Ergebnisse der Messungen des Sensornetzwerks im Teileinzugsgebiet in Koppl dienen (Z\_GIS 2017). Insgesamt ist die

modellhafte Abbildung des Phosphorausstrags im Einzugsgebiet des Mondsees ein sehr komplexes Vorhaben, zu dem das NDR Modell nur einen kleinen Beitrag leisten kann.

Durch die starke Aggregation der Ergebnisse können keine direkten, konkret auf bestimmte Phosphorquellen bezogenen Handlungsempfehlungen zur Erhöhung der Retentionsleistung ausgesprochen werden. Grundsätzlich sind Maßnahmen zur Minderung des Phosphoreintrags durch Düngung mittels angepasster Bewirtschaftung sowie Verringerung der Auswaschung durch Vegetationsstreifen an Ufer- und Feldrändern geeignet, um die Wasserqualität zu verbessern bzw. zu erhalten (SHEPPARD et al. 2006; BOHNER et al. 2007; HOLSTEN et al. 2016). Eine mögliche Annäherung an die Entwicklung von Handlungsempfehlungen mit InVest wäre die Verwendung verschiedener Szenarien, in denen unterschiedliche Änderungen in der Landnutzung vorgenommen werden, für welche die Gesamtexporte verglichen werden. Ein denkbare Szenario wäre das Überprüfen des Einflusses von Uferrandstreifen. Eine Anwendung von Szenarien ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn auch der Einfluss auf andere Leistungen berücksichtigt wird. So hat z. B. eine Änderung in der Nutzungsintensität oder die Anlage von Uferrandstreifen einen direkten Einfluss auf die Versorgungsleistung mit Tierfutter. Um diese Trade-offs berücksichtigen zu können, müssten weitere, in diesem Kontext relevante ÖSL im UG erfasst und bewertet werden. So stellen beispielsweise InVest, LUCI oder ARIES Modellierungswerkzeuge zur Verfügung, mit denen weitere ÖSL bewertet und ihre Beeinflussung untereinander betrachtet werden könnten, um weitere Aussagen in Bezug auf die Bewertung von ÖSL im Mondseeinzugsgebiet treffen zu können.

## 5 Literatur

- ACHLEITNER, D., GASSNER, H. & JAGSCH, A. (2007), Die limnologische Langzeitentwicklung des Mondsees und Irrsees. In: SCHRIFTENREIHE BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BAW) (Hrsg.), *Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes "SeenLandWirtschaft"*.
- AD-HOC-AG BODEN (2005), *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D. & SMITH, M. (1998), *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*, Rome.
- ARIES (2017), *ARTificial Intelligence for Ecosystem Services*.  
<http://aries.integratedmodelling.org/> (28.11.2017).
- BAGSTAD, K. J., SEMMENS, D. J., WAAGE, S. & WINTHROP, R. (2013), A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. In: *Ecosystem Services*, 5, 27–39.
- BARBIER, E. (2007), *Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs*. In: *Economic Policy*, 22.
- BATEMAN, I. J., JONES, A. P., LOVETT, A. A., LAKE, I. R. & DAY, B. H. (2002), Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics. In: *Environmental and Resource Economics*, 22 (1), 219–269.
- BENNETT, E. M., PETERSON, G. D. & GORDON, L. J. (2009), Understanding relationships among multiple ecosystem services. In: *Ecology letters*, 12 (12), 1394–1404.
- BEV (o. J.), *DGM-Höhenraster 10m Rasterweite*. BEV.
- BEV (2017a), *Katastralmappe, Grundstücks- und Eigentümerverzeichnis*.  
[http://www.bev.gv.at/pls/portal/docs/PAGE/BEV\\_PORTAL\\_CONTENT\\_ALLGEMEIN/0200\\_PRODUKTE/SCHNITTSTELLENBESCHREIBUNGEN/BEV\\_B\\_KA\\_Katastralmappe\\_Verzeichnisse\\_V2.4.pdf](http://www.bev.gv.at/pls/portal/docs/PAGE/BEV_PORTAL_CONTENT_ALLGEMEIN/0200_PRODUKTE/SCHNITTSTELLENBESCHREIBUNGEN/BEV_B_KA_Katastralmappe_Verzeichnisse_V2.4.pdf) (20.11.2017).
- BEV (2017b), *Verwaltungsgrenzen Download Shapefile*.  
[http://www.bev.gv.at/portal/page?\\_pageid=713,1941225&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://www.bev.gv.at/portal/page?_pageid=713,1941225&_dad=portal&_schema=PORTAL) (25.07.2017).
- BFW (2009), *Bundes Forschungszentrum für Wald Digitale Bodenkarte*.  
<http://bfw.ac.at/rz/bfwcms2.web?dok=7055> (05.05.2017).
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, INGRID, KRETZSCHMAR, RUBEN, STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2010), *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*,. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- BMLFUW (Hrsg.) (2015), *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015*, Wien.
- BOHNER, A., DIEPOLDER, M. & WENDLAND, M. (2007), *Maßnahmen zur Verminderung der*

- Phosphoreinträge in das Grundwasser und in Oberflächengewässer mit besonderer Berücksichtigung des Grünlandes. In: SCHRIFTENREIHE BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BAW) (Hrsg.), *Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes "SeenLandWirtschaft"*, 131–144.
- BOHNER, A. & SCHINK, M. (2007), Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. In: SCHRIFTENREIHE BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BAW) (Hrsg.), *Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes "SeenLandWirtschaft"*.
- BORSELLI, L., CASSI, P. & TORRI, D. (2008), Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape. A GIS and field numerical assessment. In: *CATENA*, 75 (3), 268–277.
- BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007), What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. In: *Ecological Economics*, 63 (2-3), 616–626.
- BÜCKING, W., EINSELE, G., EVERS, F. H., HRADETZKY, J., KREBS, A. & KUBLIN, E. (1980), Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung großflächiger Phosphatdüngungen in Waldbeständen auf die Wasserqualität. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 99 (1), 161–175.
- BUNDESMINISTER FÜR WIRTSCHAFT, FAMILIE UND JUGEND (2010), Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Angabe und Definition der Benützungsarten und Nutzungen im Grenzkataster (Benützungsarten-Nutzungen-Verordnung – BANU – V) StF: BGBl. II Nr. 116/2010. BANUV.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1978a), Erläuterungen zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich Neumarkt am Wallersee Salzburg, KB 48,. Kartierung: Karl Schnetzinger, Gustav Stockhammer, verantwortlich: Anton Krabichler, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1978b), Erläuterungen zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich Thalgau Salzburg,. Kartierung: Karl Schnetzinger, Gustav Stockhammer, verantwortlich: Anton Krabichler, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1981), Erläuterungen zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich Salzburg-Süd Salzburg,. Kartierung: Gustav Stockhammer, verantwortlich: Anton Krabichler, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1983), Erläuterungen zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich Mondsee Oberösterreich, KB 91,. Kartierung: Franz Hiesberger 1973/74, verantwortlich: Anton Krabichler, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND - UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1985), Erläuterungen zur Bodenkarte 1: 25.000, Kartierungsbereich St. Gilgen Salzburg, KB 108. Kartierung: Franz Hiesberger 1976, verantwortlich: Otto H. Danneberg, Wien.
- BURKHARD, B., KANDZIORA, M., HOU, Y. & MÜLLER, F. (2014), *Ecosystem Service Potentials*,

- Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. In: *Landscape Online* (34), 1–32.
- BURKHARD, B., KLUG, H. & MÜLLER, F. (2016), Kartierung und Bewertung von Ökosystemen und ihren Leistungen im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie 2020. In: STROBL, J., ZAGEL, B., GRIESEBNER, G., BLASCHKE, T. & OLBRICH (Hrsg.), *agit\_2016 - open:spatial:interfaces*. Wichmann eine Marke der VDE Verlag GmbH, Berlin, Offenbach, 482–486.
- BURKHARD, B., KROLL, F. & MÜLLER, F. (2009), Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. In: *Landscape Online* (15), 1–22.
- BURKHARD, B., KROLL, F., NEDKOV, S. & MÜLLER, F. (2012), Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. In: *Ecological Indicators*, 21, 17–29.
- BURKHARD, B. & MÜLLER, F. (2008), Driver–Pressure–State–Impact–Response. In: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, 967–970.
- BURKHARD, B., PETROSILLO, I. & COSTANZA, R. (2010), Ecosystem services – Bridging ecology, economy and social sciences. In: *Ecological Complexity*, 7 (3), 257–259.
- CHAN, K. M. A., SHAW, M. R., CAMERON, D. R., UNDERWOOD, E. C. & DAILY, G. C. (2006), Conservation planning for ecosystem services. In: *PLoS biology*, 4 (11), e379.
- COPERNICUS (2017), Copernicus Europe's eyes on Earth CORINE Land Cover. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (20.08.2017).
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital. In: *Nature*, 387 (6630), 253–260.
- CZÚCZ, B., ARANY, I., POTSCHEIN-YOUNG, M., BEREZKI, K., KERTÉSZ, M., KISS, M., ASZALÓS, R. & HAINES-YOUNG, R. (2018), Where concepts meet the real world. A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. In: *Ecosystem Services*, 29, 145–157.
- DAILY, G. C. (Hrsg.) (1997), *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- DE BOER, F. (2016), *HiHydroSoil: A High Resolution Soil Map of Hydraulic Properties*. Version 1.2 Report FutureWater: 134. FutureWater, Wageningen.
- DE GROOT, R. S. (1992), *Functions of nature. Evaluation of nature in environmental planning. management and decision making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- DE GROOT, R. S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L. & WILLEMEN, L. (2010), Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: *Ecological Complexity*, 7 (3), 260–272.

- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M.J. (2002), A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. In: *Ecological Economics*, 41 (3), 393–408.
- DORIOZ, J. M., WANG, D., POULENARD, J. & TRÉVISAN, D. (2006), The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117 (1), 4–21.
- EGGER, H. & VAN HUSEN, D. (2003), Erläuterungen zu Blatt 64 Strasswalchen. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- EISENHUT, M. & KAPFENBERGER-POCK, A. (1993), Auswertung der österreichischen Bodenkarte 1:25.000 für die Ermittlung der Nitratauswaschungsgefährdung von Böden. In: *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* (46), 19–49.
- ESMERALDA-PROJECT (2017), *ESMERALDA (Enhancing ecoSystem sERVICES mApping for poLicy and Decision mAking)*. <http://esmeralda-project.eu/> (10.01.2018).
- ESRI (2016a), *ESRI Desktop Hilfe Erstellen eines DEMs ohne Senken*. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/creating-a-depressionless-dem.htm>. (05.01.2018).
- ESRI (2016b), *ESRI Desktop Hilfe Funktionsweise von "Abflussakkumulation"*. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-flow-accumulation-works.htm> (05.01.2018).
- ESRI (2016c), *ESRI Desktop Hilfe Funktionsweise von "Fließrichtung"*. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-flow-direction-works.htm> (05.01.2018).
- ESRI (2016d), *ESRI Desktop Hilfe Funktionsweise von "Wassereinzugsgebiet"*. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-watershed-works.htm>.
- EU (2011), *Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020*. Amt für Veröff. der Europ. Union, Luxemburg.
- EU GESETZGEBER (2000), *Richtlinie 2000/60/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)*. WRRRL.
- FINK, M. H., MOOG, O. & WIMMER, R. (2000), *Fliessgewässer-Naturräume Österreichs*. Umweltbundesamt, Wien.
- FUCHS, K., HACKER, W. & PINTERITS, S. (2004), *Natur und Landschaft Leitbilder für Oberösterreich*. Band 12: Raumeinheit Attersee-Mondsee-Becken, Linz.
- GRÊT-REGAMEY, A., WEIBEL, B., BAGSTAD, K. J., FERRARI, M., GENELETTI, D., KLUG, H., SCHIRPKE, U. & TAPPEINER, U. (2014), *On the Effects of Scale for Ecosystem Services*

- Mapping. In: PLOS ONE, 9(12).
- GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (2013), *Ökosystemdienstleistungen*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- GRUNEWALD, K., SYRBE, R.-U., WALZ, U., RICHTER, B., MEINEL, G., HEROLD, H. & MARZELLI, S. (2017), *Ökosystemleistungen Deutschlands. Stand der Indikatorenentwicklung für ein bundesweites Assessment und Monitoring*. In: *Natur und Landschaft*, 92 (11), 485–492.
- HAINES-YOUNG, R. & POTSCHEIN, M. (2009), *Methodologies for Defining and Assessing Ecosystem Services*. In: *Methodologies for Defining and Assessing Ecosystem Services*.
- HAINES-YOUNG, R. & POTSCHEIN, M. (2010), *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being*. In: RAFFAELLI, D. G. & FRID, C. L. J. (Hrsg.), *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 110–139.
- HAINES-YOUNG, R. & POTSCHEIN, M. B. (2018), *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Available from [www.cices.eu](http://www.cices.eu).
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHEIN-YOUNG, M. & CZÚCZ, B. (2016), *Report on the use of CICES to identify and characterise the biophysical, social and monetary dimensions of ES assessments. Deliverable D4.1 (draft)*. In: *EU Horizon 2020 ESERALDA Project (Grant agreement No. 642007.)*.
- HAINES-YOUNG, R. H. & POTSCHEIN, M. (2013), *CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4. August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- HAINES-YOUNG, R. H. & POTSCHEIN, M. B. (2017), *Categorisation systems: The classification challenge*. In: BURKHARD, B. & MAES, J. (Hrsg.), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 42–45.
- HANSEN-MØLLER, J. (2009), *Natursyns model. A conceptual framework and method for analysing and comparing views of nature*. In: *Landscape and Urban Planning*, 89 (3-4), 65–74.
- HARMEL, D., POTTER, S., CASEBOLT, P., RECKHOW, K., GREEN, C. & HANEY, R. (2006), *Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the united states*. In: *Journal of the American Water Resources Association*, 42 (5), 1163–1178.
- HARRISON, P. A., DUNFORD, R., BARTON, D. N., KELEMEN, E., MARTÍN-LÓPEZ, B., NORTON, L., TERMANSEN, M., SAARIKOSKI, H., HENDRIKS, K., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., CZÚCZ, B., GARCÍA-LLORENTE, M., HOWARD, D., JACOBS, S., KARLSEN, M., KOPPEROINEN, L., MADSEN, A., RUSCH, G., VAN EUPEN, M., VERWEIJ, P., SMITH, R., TUOMASJUKKA, D. & ZULIAN, G. (2017), *Selecting methods for ecosystem service assessment. A decision tree approach*. In: *Ecosystem Services*.
- HEIN, L., VAN KOPPEN, K., DE GROOT, R. S. & VAN IERLAND, E. C. (2006), *Spatial scales*,



- stakeholders and the valuation of ecosystem services. In: *Ecological Economics*, 57 (2), 209–228.
- HEIPKE, C. (Hrsg.) (2017), *Photogrammetrie und Fernerkundung. Handbuch der Geodäsie*, herausgegeben von Willi Freeden und Reiner Rummel. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, s.l.
- HOLSTEN, B., PFANNERSTILL, M. & TREPEL, M. (2016), *Phosphor in der Landschaft – Management eines begrenzt verfügbaren Nährstoffes*. CAU, Kiel.
- INSPIRE (2018), *Infrastructure for spatial information in Europe INSPIRE Knowledge Base*. <https://inspire.ec.europa.eu/> (16.01.2018).
- JØRGENSEN, S. E. & NIELSEN, S. N. (2012), Tool boxes for an integrated ecological and environmental management. In: *Ecological Indicators*, 21, 104–109.
- KANDZIORA, M., BURKHARD, B. & MÜLLER, F. (2013), Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. In: *Ecological Indicators*, 28, 54–78.
- KAREIVA, P. M. (Hrsg.) (2011), *Natural capital. Theory & practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press, New York.
- KETTUNEN, M., VIHERVAARA, P., KINNUNEN, S., D'AMATO, D., BADURA, T., ARGIMON, M. & BRINK, P. ten (2013), *Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries – Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), Summary for policy makers*, Copenhagen (12.11.2017).
- KIEDRZYŃSKA, E., WAGNER, I. & ZALEWSKI, M. (2008), Quantification of phosphorus retention efficiency by floodplain vegetation and a management strategy for a eutrophic reservoir restoration. In: *Ecological Engineering*, 33 (1), 15–25.
- KLUG, H. (2002), *Methodisch-konzeptuelle Landschaftsentwicklung über prozessorientierte, funktional-haushaltliche landschaftsökologische Leitbilder*. In: *SIR - Mitteilungen und Berichte* (30/2002), 43–52.
- KLUG, H. (2006), *Z\_GIS Verdunstungsmodellierung*.
- KLUG, H. (2008), Using the Leitbild approach and economic modelling to facilitate landscape planning in the pre - alpine lake District of Salzburg. In: Andrejczuk, W. et al. (Hrsg.): *arządanie krajobrazem kulturowym (Cultural landscape management)*. (10), 208–215.
- KLUG, H. (2012a), An integrated holistic transdisciplinary landscape planning concept after the Leitbild approach. In: *Ecological Indicators*, 23, 616–626.
- KLUG, H. (2012b), *Das Mondsee Einzugsgebiet: Eine Zusammenfassung der naturräumlichen, sozialen und ökonomischen Gegebenheiten des LTER Gebietes*. Darstellung des Mondsee Einzugsgebietes auf der Webseite [www.mondsee.hermannklug.com](http://www.mondsee.hermannklug.com).
- KLUG, H. (2015), *Bodenfunktion und Hochwasserentstehung*. In: Klaghofer, E. (Hrsg.): *Der*

- Wert des Bodens in der Wasserwirtschaft, ÖWAV Arbeitsbehelf 47, Österreichischer, 57–65.
- KLUG, H. (2016), Übergabe der Niederschlagsdaten. Datenübergabe, Salzburg.
- KLUG, H. (2017), Übergabe der Daten zur Nutzungsintensität. Datenübergabe, Salzburg.
- KLUG, H., LANG, S., PERNKOPF, M.-L. & ZEIL, P. (2007), Vorstellung einer Methode zur Ermittlung der Nutzungsintensität auf Grünlandflächen unter Einbezug von Fernerkundungsdaten und objekt-basierter Klassifikation. In: SCHRIFTENREIHE BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BAW) (Hrsg.), Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes "SeenLandWirtschaft", 51–65.
- KLUG, H. & OANA, L. (2015), A Multi-purpose Weather Forecast Model for the Mondsee Catchment. In: GI\_Forum 2015/1 (Jekel, T., Car, A., Strobl, J., Griesebner, G., Hrsg.), 602–611.
- KLUG, H. & ZEIL, P. (2008), Spatially explicit modelling of phosphorus emissions: Integrating GIS and remote sensing for hydrologic modelling. In: Geoinformatics Magazine (Vol. 11), 32–35.
- KNOLL, A., ZOBL, S., HAUSMANINGER, M. & GÖPFERT, H. (2004), Naturraumkartierung Oberösterreich. Landschaftserhebung Gemeinde St. Lorenz Endbericht. Eigenvervielfältigung, Kirchdorf an der Krems.
- KROLL, F., MÜLLER, F., HAASE, D. & FOHRER, N. (2012), Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. In: Land Use Policy, 29 (3), 521–535.
- KUMAR, M. & KUMAR, P. (2008), Valuation of the ecosystem services. A psycho-cultural perspective. In: Ecological Economics, 64 (4), 808–819.
- LAND OBERÖSTERREICH (2017a), Klima in Oberösterreich. <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/18479.htm> (11.06.2017).
- LAND OBERÖSTERREICH (2017b), Mondsee. [www.land-oberoesterreich.gv.at/13119.htm](http://www.land-oberoesterreich.gv.at/13119.htm) (18.06.2017).
- LAND SALZBURG (2017a), Der Fuschlsee. [https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser\\_/Seiten/fuschlsee3d.aspx](https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/fuschlsee3d.aspx) (10.06.2017).
- LAND SALZBURG (2017b), Der Zeller See. [https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser\\_/Seiten/zellersee3d.aspx](https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/zellersee3d.aspx) (10.06.2017).
- LAND SALZBURG (2017c), Phosphorgehalte im Feiwasser ab 1981. [https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser\\_/Documents/zellersee\\_phosphor\\_neu.pdf](https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Documents/zellersee_phosphor_neu.pdf) (10.06.2017).
- LAND SALZBURG (2017d), Phosphorgehalte im Feiwasser ab 1981. [https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser\\_/Documents/fuschlsee\\_phosphor\\_neu.pdf](https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Documents/fuschlsee_phosphor_neu.pdf) (10.06.2017).
- LUCITOOLS (2017), Land Utilisation & Capabilities Indicators Polyscape: a GIS mapping

- toolbox providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. <http://www.lucitools.org/> (28.11.2017).
- LYYTIMÄKI, J., PETERSEN, L. K., NORMANDER, B. & BEZÁK, P. (2008), Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. In: *Environmental Sciences*, 5 (3), 161–172.
- MAES, J., CROSSMAN, N. D. & BURKHARD, B. (2016), Mapping Ecosystem Services. In: POTSCHIN, P., HAINES-YOUNG, R., FISH, R. & TURNER, R. (Hrsg.), *Routledge Handbook of Ecosystem*. Routledge, London, 188–204.
- MAES, J., LIQUETE, C., TELLER, A., ERHARD, M., PARACCHINI, M. L., BARREDO, J. I., GRIZZETTI, B., CARDOSO, A., SOMMA, F., PETERSEN, J.-E., MEINER, A., GELABERT, E. R., ZAL, N., KRISTENSEN, P., BASTRUP-BIRK, A., BIALA, K., PIRODDI, C., EGOH, B., DEGEORGES, P., FIORINA, C., SANTOS-MARTÍN, F., NARUŠEVIČIUS, V., VERBOVEN, J., PEREIRA, H. M., BENGTTSSON, J., GOCHEVA, K., MARTA-PEDROSO, C., SNÄLL, T., ESTREGUIL, C., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., PÉREZ-SOBAM, M., GRÊT-REGAMEY, A., LILLEBØ, A. I., ABDULMALAK, D., CONDÉ, S., MOEN, J., CZÚCZ, B., DRAKOU, E. G., ZULIAN, G. & LAVALLE, C. (2016), An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. In: *Ecosystem Services*, 17, 14–23.
- MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., LIQUETE, C., BRAAT, L., BERRY, P., EGOH, B., PUYDARRIEUX, P., FIORINA, C., SANTOS, F., PARACCHINI, M. L., KEUNE, H., WITTMER, H., HAUCK, J., FIALA, I., VERBURG, P. H., CONDÉ, S., SCHÄGNER, J. P., SAN MIGUEL, J., ESTREGUIL, C., OSTERMANN, O., BARREDO, J. I., PEREIRA, H. M., STOTT, A., LAPORTE, V., MEINER, A., OLAH, B., ROYO GELABERT, E., SPYROPOULOU, R., PETERSEN, J. E., MAGUIRE, C., ZAL, N., ACHILLEOS, E., RUBIN, A., LEDOUX, L., BROWN, C., RAES, C., JACOBS, S., VANDEWALLE, M., CONNOR, D. & BIDOGLIO, G. (2013), Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., MURPHY, P., PARACCHINI, M. L., BARREDO, J. I., GRIZZETTI, B., CARDOSO, A., SOMMA, F., PETERSEN, J.-E., MEINER, A., GELABERT, E. R., ZAL, N., KRISTENSEN, P., BASTRUP-BIRK, A., BIALA, K., ROMAO, C., PIRODDI, C., EGOH, B., FIORINA, C., SANTOS, F., NARUŠEVIČIUS, V., VERBOVEN, J., PEREIRA, H., BENGTTSSON, J., GOCHEVA, K., MARTA-PEDROSO, C., SNÄLL, T., ESTREGUIL, C., SAN MIGUEL, J., BRAAT, L., GRÊT-REGAMEY, A., PEREZ-SOBA, M., DEGEORGES, P., BEAUFARON, G., LILLEBØ, A., MALAK, D. A., LIQUETE, C., CONDÉ, S., MOEN, J., ÖSTERGÅRD, H., CZÚCZ, B., DRAKOU, E. G., ZULIAN, G. & LAVALLE, C. (2014), Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- MANIAK, U. (2010), Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure.

- Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- MARZELLI, S., GRÊT-REGAMEY, A., MONING, C., RABE, S.-E., KOELLNER, T. & DAUBE, S. (2014), Die Erfassung von Ökosystemleistungen. Erste Schritte für eine Nutzung des Konzepts auf nationaler Ebene für Deutschland. In: *Natur und Landschaft*, 89 (2), 66–73.
- MEA (2005), *Ecosystems and human well-being. Synthesis ; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- MIRTL, M., BAHN, M., BATTIN, T., BORSODORF, A., DIRNBÖCK, T., ENGLISCH, M., ERSCHBAMER, B., FUCHSBERGER, J., GAUBE, V., GRABHERR, G., GRATZER, G., HABERL, H., KLUG, H., KREINER, D., MAYER, R., PETERSEIL, J., RICHTER, A., SCHINDLER, S., STOCKER-KISS, A., TAPPEINER, U., WEISSE, T., WINIWARTER, V., WOHLFAHRT, G. & ZINKR. (2015), *Research for the Future – LTER-Austria White Paper 2015 – On the status and orientation of process oriented ecosystem research, biodiversity and conservation research and socio-ecological research in Austria*. LTER-Austria: Austrian Society for Long-term Ecological Research c/o Institute for Social Ecology, Schottenfeldgasse 29, A-1070 Vienna,, Vienna.
- MONONEN, L., VIHERVAARA, P., REPO, T., KORHONEN, K. T., IHALAINEN, A. & KUMPULA, T. (2017), Comparative study on biophysical ecosystem service mapping methods—a test case of carbon stocks in Finnish Forest Lapland. In: *Ecological Indicators*, 73, 544–553.
- MOONEY, H. A. & EHRLICH, P. R. (1997), *Ecosystem services: a fragmentary history*. In: DAILY, G. C. (Hrsg.), *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- MÜLLER, F. & BURKHARD, B. (2007), An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: MANDER, Ü., WIGGERING, H. & HELMING, K. (Hrsg.), *Multifunctional Land Use: Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 37–63.
- NATURALCAPITALPROJECT (2017), *Tool for integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs (InVest)*. <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/> (28.11.2017).
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2015), *Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte.*, Berlin,, Leipzig (12.11.2017).
- NEDKOV, S. & BURKHARD, B. (2012), Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. In: *Ecological Indicators*, 21, 67–79.
- NRCS-USDA (2007a), Chapter 7 Hydrologic Soil Groups. In: *Part 630 Hydrology National Engineering Handbook*.
- NRCS-USDA (2007b), Chapter 9 Hydrologic Soil-Cover Complexes. In: *Part 630 Hydrology National Engineering Handbook*.
- OPENNESS-PROJECT (2017), *OpenNESS. Operationalisierung von Naturkapital und Ökosystemleistungen*. <http://www.openness-project.eu> (09.10.2017).
- OPERAS-PROJECT (2017), *OPERAs Ecosystem Science for Policy and Practice*.

- <http://www.operas-project.eu/> (09.10.2017).
- OPPLA (2017), Oppla Natural capital • Ecosystem services • Nature-based solutions.  
<http://www.oppla.eu/> (09.10.2017).
- PALOMO, I., BAGSTAD, K. J., NEDKOV, S., KLUG, H., ADAMESCU, M. & CAZACU, C. (2017), Tools for mapping ecosystem services. In: BURKHARD, B. & MAES, J. (Hrsg.), Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 70–74.
- PÄRN, J., PINAY, G. & MANDER, Ü. (2012), Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate. A review. In: Ecological Indicators, 22, 4–15.
- PEARCE, D. & MORAN, D. (1994), The economic value of biodiversity IUCN — The world conservation union. Earthscan Publications Limited, London.
- POTSCHIN, M. B. & HAINES-YOUNG, R. H. (2003), Improving the quality of environmental assessments using the concept of natural capital. A case study from southern Germany. In: Landscape and Urban Planning, 63 (2), 93–108.
- POTSCHIN, M. B., KLUG, H. & HAINES-YOUNG, R. H. (2010), From vision to action. Framing the Leitbild concept in the context of landscape planning. In: Futures, 42 (7), 656–667, doi: 10.1016/j.futures.2010.04.003.
- REDHEAD, J. W., MAY, L., OLIVER, T. H., HAMEL, P., SHARP, R. & BULLOCK, J. M. (2018), National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom. In: Science of the Total Environment, 610-611, 666–677.
- SALATA, S., GARNERO, G., BARBIERI, C. & GIAIMO, C. (2017), The Integration of Ecosystem Services in Planning. An Evaluation of the Nutrient Retention Model Using InVEST Software. In: Land, 6 (3), 48.
- SAMHABER, M. (2016), Phosphorbefrachtung des Mondsees über die Fuschler Ache. Möglichkeiten und Grenzen der modellgestützten Quantifizierung und Lokalisierung von Phosphorquellen im Einzugsgebiet. Masterarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- SANTOS-MARTÍN, F., MARTÍN-LÓPEZ, B., GARCÍA-LLORENTE, M., AGUADO, M., BENAYAS, J. & MONTES, C. (2013), Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Wellbeing in Spain. In: PLOS ONE, 8 (9), e73249.
- SCHWAIGER, E., BERTHOLD, A., GAUGITSCH, H., GÖTZL, M. & MILOTA, E. (2015), Wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemleistungen. Monetäre Bewertung - Risiken und Potenziale. Umweltbundesamt, Wien.
- SEEFELDNER, E. (1961), Salzburg und seine Landschaften. Eine geographische Landeskunde. Verlag "Das Bergland Buch", Salzburg / Stuttgart.
- SHARP, R., TALLIS, H. T., RICKETTS, T., GUERRY, A. D., WOOD, S. A., CHAPLIN-KRAMER, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., FORREST, J., CAMERON, D., ARKEMA, K., LONSDORF,

- E., KENNEDY, C., VERUTES, G., KIM, C. K., GUANNEL, G., PAPENFUS, M., TOFT, J., MARSIK, M., BERNHARDT, J., GRIFFIN, R., GLOWINSKI, K., CHAUMONT, N., PERELMAN, A., LACAYO, M. MANDLE, L., HAMEL, P., VOGL, A. L., ROGERS, L., BIERBOWER, W., DENU, D. & AND DOUGLASS, J. (2017), InVEST 3.4.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- SHEPPARD, S. C., SHEPPARD, M. I., LONG, J., SANIPELLI, B. & TAIT, J. (2006), Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. In: *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (5), 871–884.
- SMEETS, E. & WETERINGS, R. (1999), Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25, Copenhagen,
- STRAUSS, P. & STAUDINGER, B. (2007), Berechnung der Phosphor und Schwebstofffrachten zweier Hauptzubringer (Zellerache, Fuschlerache) des Mondsees. In: *SCHRIFTENREIHE BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BAW) (Hrsg.), Ausgewählte Ergebnisse des INTERREG IIIA-Projektes "SeenLandWirtschaft"*, 18–34.
- TALLIS, H. & POLASKY, S. (2009), Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. In: *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, 265–283.
- TARBOTON, D. G. (1997), A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. In: *Water Resources Research*, 33 (Vol. 2), 309–319.
- TEEB (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundation*. Earthscan, Cambridge.
- TTG (2017), Mond See Land Salzkammergut. <https://mondsee.salzkammergut.at/> (10.06.2017).
- TULIPAN, M. (2017), Mündliche Mitteilung zur Verwendung der Daten des BORIS in der vorliegenden Arbeit zur Abschätzung des gesättigten Wasserleitfähigkeit. telefonisch, Wien Oldenburg.
- UKNEA (2011), *UK National Ecosystem Assessment*. Technical report. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.
- UNEP (2010), *DECISION ADOPTED BY THE CONFERENCE OF THE PARTIES TO THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY AT ITS TENTH MEETING. X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets*, Nagoya.
- VAN HUSEN, D. & EGGER, H. (2014), *Erläuterungen zu Blatt 65 Mondsee*. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- VAN OUDENHOVEN, A. P.E., PETZ, K., ALKEMADE, R., HEIN, L. & DE GROOT, R. S. (2012), Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. In: *Ecological Indicators*, Vol.21, 110–122.

- VIGIAK, O., BORSELLI, L., NEWHAM, L.T.H., MCINNES, J. & ROBERTS, A. M. (2012), Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. In: *Geomorphology*, 138 (1), 74–88.
- VIHERVAARA, P., KUMPULA, T., TANSKANEN, A. & BURKHARD, B. (2010), Ecosystem services—A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. In: *Ecological Complexity*, 7 (3), 410–420.
- WENDLING, U. (1975), Zur Messung und Schätzung der potentiellen Verdunstung. In: *Zeitschrift für Meteorologie* (25(2)), 103–111.
- Z\_GIS (2017), Das Koppler Landschaftslabor. <http://landscapelab.zgis.at/> (15.01.2018).
- ZAMG (2017), Klimadaten von Österreich 1971 - 2000 Station Mondsee. [http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten\\_oesterreich\\_1971\\_frame1.htm](http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm) (20.11.2017).
- ZESSNER, M., GABRIEL, O., KOVACS, A., KUDERNA, M., SCHILLING, C., HOCHEDLINGER, G. & WINDHOFER, G. (2011), Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen (Nährstoffströme Oberösterreich). - Modul 1 - Endbericht. In: Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung WPLO-2010-290023/1-Stu/Mö, Wien.
- ZHANG, X., LIU, X., ZHANG, M., DAHLGREN, R. A. & EITZEL, M. (2010), A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. In: *Journal of environmental quality*, 39 (1), 76–84.

## Anhang

Der Anhang mit sämtlichen Daten, Modellen und Skripten ist beim Betreuer der Arbeit, Dr. Hermann Klug an der Universität Salzburg oder per Download<sup>2</sup> erhältlich.

---

<sup>2</sup> <https://www.dropbox.com/sh/m5ofsrkcnduk16v/AADdv3pdR2lnHaan5AtMyg64a?dl=0>