

GEOGRAPHICA AUGUSTANA

Peter Chiffard, Daniel Karthe,
Thomas Büche

**Beiträge zum 48. Jahrestreffen
des Arbeitskreises Hydrologie
vom 17.-19. November 2016
in München**

GEOGRAPHICA AUGUSTANA

**Peter Chifflard, Daniel Karthe,
Thomas Büche**

**Beiträge zum 48. Jahrestreffen
des Arbeitskreises Hydrologie
vom 17.-19.November 2016 in München**

Peter Chiffard, Daniel Karthe, Thomas Büche

**Beiträge zum 48. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie vom 17.-19.November 2016
in München**

Augsburg 2017

ISBN 978-3-923273-97-3

ISSN 1862-8680

Copyright: Institut für Geographie, Universität Augsburg 2006

Alle Rechte vorbehalten

**Umschlaggestaltung Jochen Bohn
Textverarbeitung Peter Chiffard
Druck Digitaldrucke Bayerlein GmbH Neusäß**

Vorwort der Editoren

Wasser stellt eine unentbehrliche Grundlage für aquatische und terrestrische Ökosysteme sowie für das menschliche Leben dar. Alle Änderungen des Wasserkreislaufes – ganz gleich ob natürlichen oder anthropogenen Ursprungs – haben weitreichende Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. Aus diesem Grund ist ein nachhaltiges Management der Wasserressourcen von erheblicher gesellschaftlicher und ökologischer Bedeutung. Zur Erreichung dieses Ziels sind sowohl Forschung jenseits disziplinärer Grenzen als auch eine transnationale Zusammenarbeit notwendig.

Der Arbeitskreis Hydrologie des Verbands der Geographen an Deutschen Hochschulen (VGDH) bildet eine Interessensgemeinschaft von Wissenschaftlern und Anwendern, die sich mit dem Wasser als Naturraumfaktor, Lebensraum, Transportmedium und Risikofaktor befassen. Das Themenspektrum reicht dabei u.a. von der Niederschlags-Abfluss-Prozessanalyse über Wasserressourcenmanagement, Hydrochemie, Bodenhydrologie, Fließgewässerrenaturierung bis hin zur hydrologischen Modellierung.

Das 48. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie fand 2016 am Department für Geographie der Ludwigs-Maximilian Universität München statt. Obwohl die Geographie in München eine große Tradition aufweisen kann, fand das Jahrestreffen zum ersten Mal in München statt. Zu erwähnen ist, dass seit 2002 alle Teilbereiche der Geographie in einem Department für Geographie an der LMU in vier Lehrstühlen vereint sind. Zuvor hatten zwei getrennte geographische Institute an der TU München (Sozial- und Wirtschaftsgeographie) und der LMU (physische Geographie und Fernerkundung) existiert. Durch den Umzug der Humangeographie in das LMU-Gebäude in der Luisenstraße im Herbst 2014 ist nun auch die räumliche Vereinigung vollzogen.

Insgesamt nahmen am diesjährigen Arbeitskreis knapp 60 Teilnehmer/innen aus insgesamt 20 nationalen und internationalen Instituten sowie Forschungseinrichtungen teil. In 20 Vorträgen und 9 Postern wurde ein breites Spektrum an interessanten hydrologischen Forschungsarbeiten präsentiert. Die im Rahmen der Tagung durchgeführte Exkursion zum Thema „Isar-Plan München“ entlang der innerstädtisch fließenden Isar wurde von Herrn Robert Hartmann vom Wasserwirtschaftsamt München geleitet. Die Teilnehmer erfuhren dabei Details zu einzelnen Renaturierungsmaßnahmen und den damit verbundenen Problemen und Aktivitäten. Insbesondere wurde deutlich, welche immensen finanziellen Mittel letztendlich für den Umbau der Isar aufgebracht werden mussten und wie wichtig die Einbindung der Bevölkerung in den Planungsprozess ist.

Ein Auszug der inhaltlichen Vielfalt wasserbezogener Arbeitsfelder, die in Dresden präsentierten wurden und sich im Arbeitskreis Hydrologie wiederfinden, werden in diesem Tagungsband vorgestellt. Die Veranstalterin Katja Heller sowie die Sprecher des Arbeitskreises, Daniel Karthe und Peter Chiffard, würden sich freuen, wenn dadurch weitere interessierte Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler angesprochen werden und ein kleiner Beitrag zur Zusammenführung hydrologischer Forschung geleistet werden kann.

Bei Herrn Hartmann und allen an der Organisation beteiligten Mitarbeitern der LMU München möchten wir uns noch einmal herzlich bedanken. Im Jahr 2017 wird das Jahrestreffen vom 23.11. bis 25.11.2017 an der Georg-August-Universität Göttingen stattfinden und vom Kollegen Dr. Stefan Möller organisiert.

Thomas Büche

Peter Chiffard

Daniel Karthe

München, Juni 2017

Inhaltsverzeichnis

Innovative Ansätze zur Dammsanierung und der ökologischen Verbesserung von Flussufern in Staubereichen	3
<i>S. Blaß, B. Cyffka</i>	
Spatial Hydro-Climatic Characteristics and Frequency Distributions of Precipitation, Air Temperature and Relative Humidity in South Bochum, Germany	10
<i>M. Alhamed</i>	
The Impact of Land Use Land Cover Changes on the Hydraulic Properties of the Soil Covers in the South of Bochum, Germany	16
<i>M. Alhamed</i>	
Regionale Disparitäten der mikrobiologischen Trinkwasserqualität: Welche Rolle spielen demographische Faktoren?	23
<i>D. Karthe, T. Reeh, H. Faust, N. Rehkopp</i>	
Modellierung des Wärmehaushaltes eines flachen mediterranen Sees	30
<i>MT. Büche, F. Gaidrossich, M. Vetter</i>	
Flächenhafter Hochwasserrückhalt durch Energieholzanbau	35
<i>C. Reinhardt-Imjela, A. Schulte, J. Hartwich, J. Bölscher</i>	
Hydrologische Modellierung und Schneedeckenmonitoring auf dem Zugspitzplatt	43
<i>M. Weber, M. Bernhardt, R. Ludwig</i>	
Mikroplastik in der Lahn - Untersuchung von Ufersedimentproben mittels Dichteseparation und Ramanmikrospektroskopie	49
<i>P. Chiffard, N. Schäfer</i>	

Innovative Ansätze zur Dammsanierung und der ökologischen Verbesserung von Flussumfern in Staubereichen

Sebastian Blaß, Bernd Cyffka

Angewandte Physische Geographie/Aueninstitut Neuburg Donau, Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt

Zusammenfassung

Die Bayerischen Elektrizitätswerke GmbH (BEW), ein Betreiber von Wasserkraftwerken entlang der bayerischen Donau, haben im Jahr 2014 einen erfolgreichen Antrag im Rahmen des Umweltförderprogramms Life+ der Europäischen Union entwickelt, der eine ökologische Dammsanierung von Flussumfern in Staubereichen ermöglichen soll. Ein umfangreiches Monitoring wird hierbei gewährleisten, dass die wasserseitige Dammerhöhung mit Öko-Bermen das in der Wasserrahmenrichtlinie geforderte gute ökologische Potential erreichen und gleichzeitig eine technisch tragfähige Dammerhöhung ermöglichen kann.

1. Einleitung

Viele Dämme entlang der bayerischen Donau wurden in der Vergangenheit nach einem ähnlichen Konzept, das damals Stand der Technik war, errichtet. In dieser Bauform erfolgte die Befestigung der Dämme im Staubereich der Kraftwerke mit Betonplatten, um so die Dichtigkeit zu gewährleisten. Diese Dämme wurden auf den damaligen Hochwasserbemessungsfall 1 konzipiert (die Stauanlage muss das Hochwasserereignis bzgl. Tragsicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Dauerhaftigkeit uneingeschränkt überstehen; vgl. DIN 19700) und streng nach technischen Gesichtspunkten umgesetzt. Ökologische Belange blieben nahezu komplett außen vor.

Diese Dammstrukturen stehen neuerdings vor zwei großen Herausforderungen. Zum einen fordert die europäische Wasserrahmenrichtlinie für stark veränderte Wasserkörper das gute ökologische Potential, zum anderen wurden die Bemessungshochwässer an den Flüssen im Rahmen des Klimawandels neu berechnet und festgelegt (vgl. Wasserrahmenrichtlinie 2000 sowie Bayerisches Landesamt für Umwelt 2005). Deshalb müssen diese Dämme in Zukunft angepasst werden, dabei gleichzeitig aber denselben Anforderungen an Dichtigkeit und Stabilität genügen.

Vor diesem Hintergrund, entwickelten die Bayerischen Elektrizitätswerke GmbH (BEW) zusammen mit der Universität Innsbruck und dem VGB PowerTech e.V. ein Projekt im EU-Umweltförderprogramm Life+, um diese Problematik zu lösen. Zusätzliche Unterstützung im Bereich der technischen Umsetzung leistet die Technische Universität München und im Bereich der Gewässer-/Auenökologie die Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt. Ergebnis dieser Entwicklung ist die neu konzipierte Öko-Berme, die eine wasserseitige Dammverbreiterung und ökologische Aufwertung des Stauraumes ermöglicht.

2. Projektdimension

Das Akronym INADAR steht für „**I**nnovative **A**pproach for **D**am **R**estoration“. Das Projekt wurde in der Förderperiode 2014 bei der Europäischen Union angenommen und mit 60% gefördert, bei 1.417.105 € Gesamtkosten. Ein Teil dieser Kosten ist allerdings nicht förderfähig, da die tatsächliche Dammerhöhung eine Auflage durch das zuständige Amt ist. Deshalb beläuft sich die Fördersumme durch die EU auf 655.100 €. Das Projekt selbst wird an den Kraftwerken Offingen und Oberelchingen im Bereich der bayerischen Donau auf Pilotstrecken (vgl. Abb. 1) von jeweils 500 m im Zeitraum vom 01.08.2015 bis zum 31.01.2019 umgesetzt.



Abb. 1: Pilotstrecken an der bayerischen Donau (roter Punkt = Pilotstrecke)

3. Technische Voraussetzungen

Entscheidend bei allen Arbeiten und Veränderungen ist es, die Dichtigkeit der Dämme weiterhin zu gewährleisten. Dies ist besonders bedeutsam, da normalerweise kein Bewuchs auf den Dämmen zugelassen werden kann. Dieser würde die Fugen der bisher verbauten Betonplatten durchwurzeln und musste bisher immer entfernt bzw. konnte gar nicht zugelassen werden. Der Ansatz in INADAR beinhaltet nun allerdings eine Wurzelschutzmatte, die einen Bewuchs ermöglicht.

Ferner erfordert eine Dammerhöhung unter der Voraussetzung von gleichbleibender Neigung der Dammseiten immer auch eine Verbreiterung der Dämme. Bei einer Erhöhung um 0,7 m, wie in Oberelchingen notwendig,

ist eine Verbreiterung von 2,8 m notwendig. Diese Verbreiterung erfolgte bisher meist luftseitig, wird aber in INADAR zum ersten Mal wasserseitig durchgeführt.

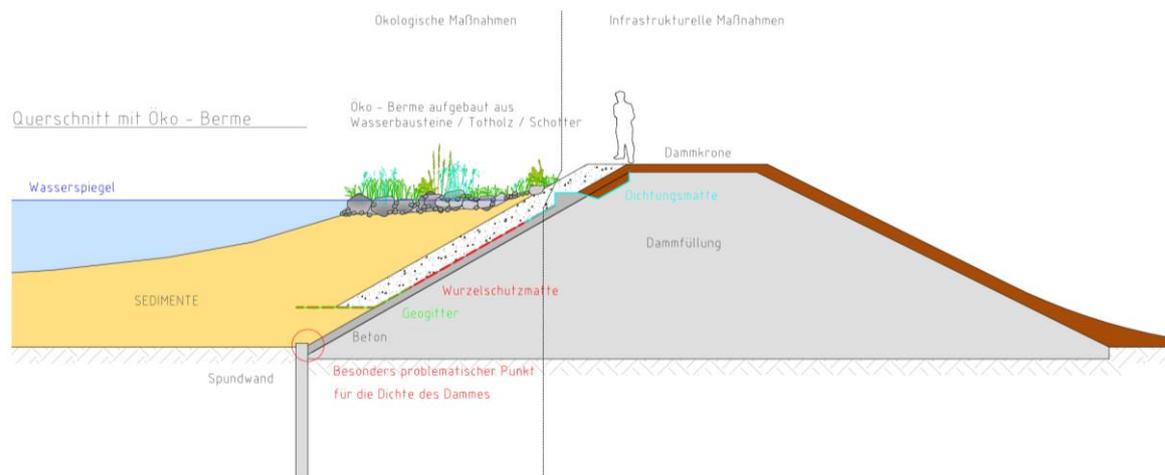


Abb. 2: Technischer Querschnitt eines Stauhaltungsdamms mit Öko-Berme, Wasserseite links, Luftseite rechts

Abbildung 2 stellt den Aufbau des neuen Stauhaltungsdamms im Querschnitt dar. Der Bereich der infrastrukturellen Maßnahmen ist lediglich für die Dammerhöhung notwendig. Hier wird letztlich ein klassischer Wegebau umgesetzt, der ebenfalls nicht förderfähig ist. Im Bereich der ökologischen Maßnahmen wird zunächst eine Wurzelschutzmatte verbaut, die dann mit einer Auflast durch grob gebrochenes Material (Schroppen 15/68) versehen werden muss. Vor diesen Aufbau können dann, auf Sedimenten die bereits im Stauraum liegen, die eigentlichen ökologischen Maßnahmen eingebaut werden.

Abbildung 3 zeigt die eingebauten Strukturen im teilweise gefluteten Zustand. Zu erkennen ist der erhöhte Damm (hellgraue und mittelgraue, geradlinige Bereiche) und die wasserseitig davor eingebauten Strukturen, Inseln, Halbinseln und Totholz. Die Halbinseln sind mit Sitzsteinen ausgestattet um Radfahrern, Wanderern und Anglern einen längeren Aufenthalt zu ermöglichen. Damit ergeben sich nicht nur für die Vegetation auf den Inseln, Halbinseln und dem Totholz neu zu erobernde Bereiche, sondern auch die Bevölkerung kann, im Gegensatz zu früher (steiler Abhang zu Stauraum), sich quasi in den Stauraum begeben und diesen erleben.



Abb. 3: Ökologische wirksame Strukturen im Stauraum der Staustufe Offingen; begehbare Halbinsel umgeben von Totholz und Stillwasserbereichen (Foto (mittels Drohne): Peter Fischer, 04/17)

Im Wasser selbst wurden Stillwasserbereiche gestaltet, die sowohl mit Totholz als auch mit groben Kies und Schroppen ausgestattet wurden, um auch Kieslaichern entsprechende Habitate zu bieten. Inwieweit diese Bereiche in welchem Zeitraum und in welchem Ausmaß mit Sediment überdeckt werden, wird Gegenstand des Monitorings sein (vgl. Abb. 4).



Abb. 4: Ökologische Strukturen (Totholz und Grobkiesbereiche) im Stauraum der Staustufe Offingen, nach dem Einbau, aber vor der Flutung (Foto: Peter Fischer, 04/17)

4. Ökologische Voraussetzungen

Die Staubereiche entlang der Donau sind typischerweise Hybridgewässer, die durch ihre Bewirtschaftung bisher weder für rheophile noch limnophile/stagnophile Arten geeignet sind. Zwar befindet sich in der Mitte des Stauraumes der Stromstrich und das ehemalige Gewässerbett der Donau, am Ufer jedoch sind weite Bereiche eher vergleichbar mit Seen und weisen im Moment eine natürliche Sukzession hin zur Schilfzone auf, deren Entwicklung aber durch Wellenschlag mit Treibgut eingeschränkt wird.

Der Transport von Grobsediment ist nahezu gänzlich zum Erliegen gekommen, lediglich Feinsediment wird in den Stauraum noch eingetragen und sammelt sich in Teilen der Uferbereiche. Da auch sonst nur geringe Mengen an Material transportiert werden, herrscht generell eine starke Strukturarmut im Gewässer. Dies hat zur Folge, dass Laichhabitats auch in den Flachwasserzonen nahezu komplett fehlen und nur wenige Arten einen günstigen Lebensraum finden.

5. Ziele des Projektes

Die Ziele des Projektes sind klar definiert:

- Die ökologische Situation im Gewässer muss verbessert werden, um das gute ökologische Potential im Rahmen der WRRL zu erreichen. Gleichzeitig ist es im Interesse der Betreiber von Kraftwerken und Stauräumen, die Eingriffe in Auwälder auf der Luftseite der Dämme zu minimieren, da gerade in besiedelten Regionen Ausgleichsflächen nur mehr sehr schwer zu finden bzw. zu finanzieren sind.
- Es sollen gezielt neue Lebensräume im Gewässer geschaffen werden, um den Stauraum nachhaltig ökologisch aufzuwerten. Eine nachhaltige Aufwertung muss immer bedeuten, dass die entwickelten Strukturen sich in Zukunft weitestgehend selbst tragen können, da ein finanzieller Unterhalt nicht vorgesehen ist.
- Der Ansatz in INADAR ist es ferner, ein System zu entwickeln, dass in Zukunft mit Zustimmung aller beteiligten Behörden und sonstiger Stakeholder in einem einfachen Genehmigungsverfahren umzusetzen ist. Da Dammerhöhungen an sehr vielen Dammstrecken nötig werden, ist es nicht zielführend, wenn diese in umfassenden Planfeststellungsverfahren genehmigt werden müssen. Deshalb zielt der INADAR-Ansatz darauf ab, diese Dammerhöhungen im Rahmen von Unterhaltsmaßnahmen durchzuführen.

6. Verbesserung der ökologischen Situation

Eine entscheidende Problematik bei der Verbesserung der ökologischen Situation in Stauräumen ist, dass Voroder Leitbilder fehlen. Daher ist ein Kernaspekt des Projektes, diese Gestaltung in Abstimmung mit Fischerei und Naturschutz aus der Region vorzunehmen, um so Strukturen zu entwickeln (Totholz, Inseln und Halbinseln, s.a. Kapitel 3), die Aufgaben für beide Bereiche erfüllen können.

Alle Strukturen, die in INADAR entwickelt und eingebaut werden, sollen nach dem Einbau möglichst der natürlichen Sukzession überlassen werden. Es werden keine Anpflanzungen vorgenommen. Dies soll die Entwicklung von Pflanzengesellschaften fördern, die dann auch ohne regelmäßiges Eingreifen durch den Menschen tragfähig sind und gleichzeitig dennoch eine deutlich höhere biologische Diversität im Stauraum ermöglichen, als es derzeit der Fall ist. Wichtiger Teil dieses Konzepts ist auch immer der Schutz gegen Wurzeln mittels Wurzelschutzmatten, um auch einen Bewuchs durch mindestens kleinere Bäume zu ermöglichen.

Teile der Strukturen sind gezielt für die Nutzung durch Spaziergänger oder auch Angler vorgesehen. Ziel ist es, diese Flächen durch ihre Nutzung von Vegetation möglichst freizuhalten und somit wiederum mehr Diversität zu gewährleisten. Ferner soll so auch den Menschen wieder ein Betreten des Stauraumes ermöglicht werden. Flächen die gänzlich der natürlichen Sukzession überlassen werden, sind so gestaltet, dass ein Zugang durch Menschen nicht möglich ist und somit nicht mit Verboten gearbeitet werden muss; ein Beispiel hierfür sind Inselstrukturen.

Mit all diesen Maßnahmen soll auf lange Sicht das gute ökologische Potential auch in Stauräumen realisiert werden.

7. Ausblick

Im Frühjahr des Jahres 2017 wurden die Arbeiten an der ersten Teststrecke in Offingen abgeschlossen, in Oberelchingen haben die Maßnahmen begonnen. Neben einer Aufnahme des Ausgangszustandes im Vorjahr beginnt mit Abschluss der Bauarbeiten dann auch das Monitoring im Rahmen von INADAR. Hierbei werden über die nächsten drei Jahre die Entwicklung von Flora und Fauna dokumentiert, um dann den Nachweis zu erbringen, dass mit dem Ansatz der Öko-Bermen das gute ökologische Potential in Stauräumen erreicht werden kann. Ferner dokumentiert ein Monitoring von Setzung und Dichtigkeit die technische Leistungsfähigkeit der neuen Methode. Schlussendlich soll so ein Ansatz geschaffen werden, der eine Entwicklung zum Positiven der bisher problematischen Hybridgewässer in Stauräumen ermöglicht.

8. Dank

Die Autoren danken der Bayerischen Elektrizitätswerke GmbH (BEW) für die zur Verfügung gestellten Ressourcen im Rahmen des Life+-Projektes INADAR und dem Aueninstitut Neuburg, namentlich Peter Fischer, für die Fotos.

9. Literatur

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2005): Wasser in Bayern – Gewässerkundlicher Jahresbericht für Bayern 2005.

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABI. Nr. L 327 vom 22/12/2000)

Hydro-Climatic Characteristics and Frequency Distributions of Precipitation, Air Temperature and Relative Humidity in South Bochum, Germany

Mohammad Alhamed

Department of Geology, Damascus University

Abstract

This study was performed to identify the hydro-climatic characteristics of the Lottental catchment area, located in the south of Bochum. Daily data of precipitation, average relative Humidity and average air temperature were obtained from Rudolf Geiger climatic station of the Ruhr University Bochum. The data were statistically analyzed by MS Excel and statistical parameters including minimum, maximum, standard deviation, variance, mode and average were found for the included climatic parameters. Furthermore, the absolute and relative frequencies were also determined. The results show that the daily precipitation values of the rainy events range between 0.1 and 47.7 mm/day. On the other hand, the relative humidity in this area ranges between 28.9 and 100% and the average daily air temperature in this area range between -14.7 and 28.9 C°. The frequency analysis show that the most predominant range of the daily precipitations is (0.1- 5) mm/day. This range form about 67% of the total events. On the other hand, the daily precipitation values located within the ranges (5-10), (10-15), (15-20), and (20-25) mm/day form about 19%, 8%, 3% and 2 % of the all rainy events, respectively. Conversely, the most predominant relative humidity range is (70-80) %. This rang form about 27 % of the all other ranges. Other daily relative humidity values located within the ranges (50-60), (60-70), (80-90) % form about 14%, 24% and 22% %, of the all values, respectively. The other values located within the ranges (40-50) % and (90-100) % form less than 10% of the all values. The most frequent daily temperatures located within the range (10-20) C°, which forms 47% of all values. Conversely, the daily average air temperatures values fall within the ranges (0 to -10), (0-10) and (20-30) C° has a frequency value of 6 %, 39 %, and 8 % respectively. Highly negative temperature values are very rare to happen in this area.

1. Introduction

The south of Bochum in Germany (Fig.1) is a part of the northwest Germany climate zone that is characterized by marine climate. Cool summers and mild winters are the main features that characterize this zone. However,

dry-hot periods in the summer and cool periods in the winter arise because of the continental effects. These periods are normally associated with long periods of high atmospheric pressure (LANUV 2010).

This area is situated in the northern part of the transition zone, which is located between the Bergisch-Sauerländischen Uplift and Westphalian lowlands. So, mountainous and hilly structures are the main geomorphological features present in this area and its surroundings. The hilly features are represented by shallow-small elongated narrow ridged hills. These hills are separated by steeply sloped v-notched valleys (GLA-NRW, 1988).

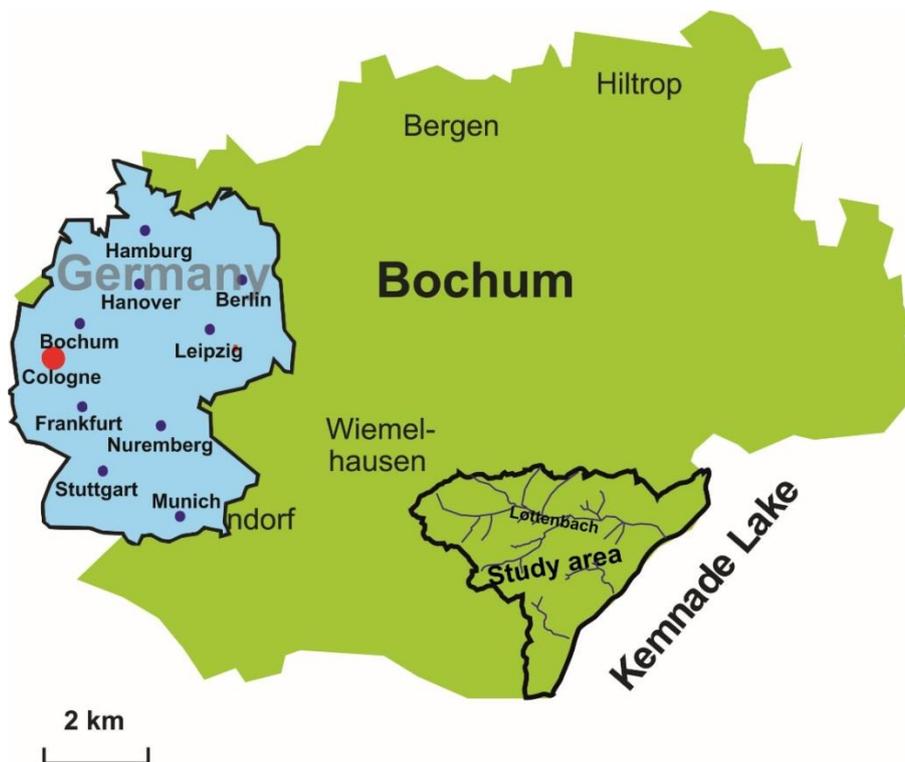


Fig.1: Location map of the study area.

2. Objective of the study

This study was conducted to determine the hydro-climatic characteristics and the relative frequencies of the most important climatic parameters of the study area, which is characterized by a hard-rock aquifer and low permeable soil cover. The results will be used later as input for the stochastic hydrological model, which will be established to determine the uncertainty in the modelling of the hydrological cycle.

3. Materials and methods

Daily collected data of daily precipitation, average daily relative humidity (RH) and average daily air temperature (Tair) for 21 years were obtained from Rudolf-Geiger climate station at the Ruhr University of Bochum. The weather data were listed in the MS.Excel spread sheet and drawn as time series. Pivot table, included in MS.Excel spread sheet, was used in data processing to automatically sort and count the data. The data were sorted in specific ranges as follows; the precipitation data of the rainy days were sorted in 5 mm intervals, while the average relative humidity data were sorted by 10% intervals. The average daily air temperature data were sorted by 10 C° steps. Frequency counts (absolute frequency) were determined and relative frequency and cumulative frequency curves were constructive to determine the frequency of occurrence of each range for the selected parameters. The relative frequency was determined by the following relationship:

$$f_i = n_i / N$$

Where; f_i is the relative frequency, n_i is the absolute frequency and N is the total number of the data.

The cumulative frequency curve was established by the sum of the total of the absolute frequencies of all events at each selected range (Medhi 1992).

4. Results and Conclusions

Tab. 1 shows a statistical summary of the collected data, while Tab. 2 shows the results of the frequency analyses conducted on these data. The data that were used in this study were drawn in the form of time series on Fig. 2., while the results of the frequency analyses were drawn on Fig. 3. The results show that the daily precipitation values of the rainy events (PR), which form about 52%, range between 0.1 and 47.7 mm. The most frequently daily precipitation values in this area range between 0.1 and 5 mm. this range form about 67% of the rainy events.

Tab.1: A statistical summary of the daily precipitation, average daily relative humidity and average daily air temperature for 21 years (Rudolf-Geiger station).

Parameter	RH	Tair	PR
Min	28.97	-14.72	0.10
Max	100.00	28.90	47.70
Average	71.70	10.81	4.94
STD	12.97	6.79	6.13
Var	168.18	46.08	37.62
Mode	77.67	8.00	0.10

Higher daily precipitation up to 25 mm are less frequent, so the daily precipitation ranging between (5-10) mm form about 19% of the events, while the daily precipitations ranging between (10-15) mm form about 8 %. Higher daily precipitation values (15-20) mm and (20-25) mm form only 3 % and 2 % of the rainy events, respectively. In addition, precipitations exceeding 25 mm/day are very rare in this area, this form only 1 % of the rainy events.

On the other hand, the relative humidity in this area ranges between 28.9 and 100%. The most predominate relative humidly values are ranging between (70-80) %. This rang form 27 % of the all other ranges. Conversely, the relative humidity values that fall in the range (60-70) % and (80-90) % have relative frequency values of 24 and 22 %, respectively, which in term have slightly lower frequencies in comparison with the most predominant one.

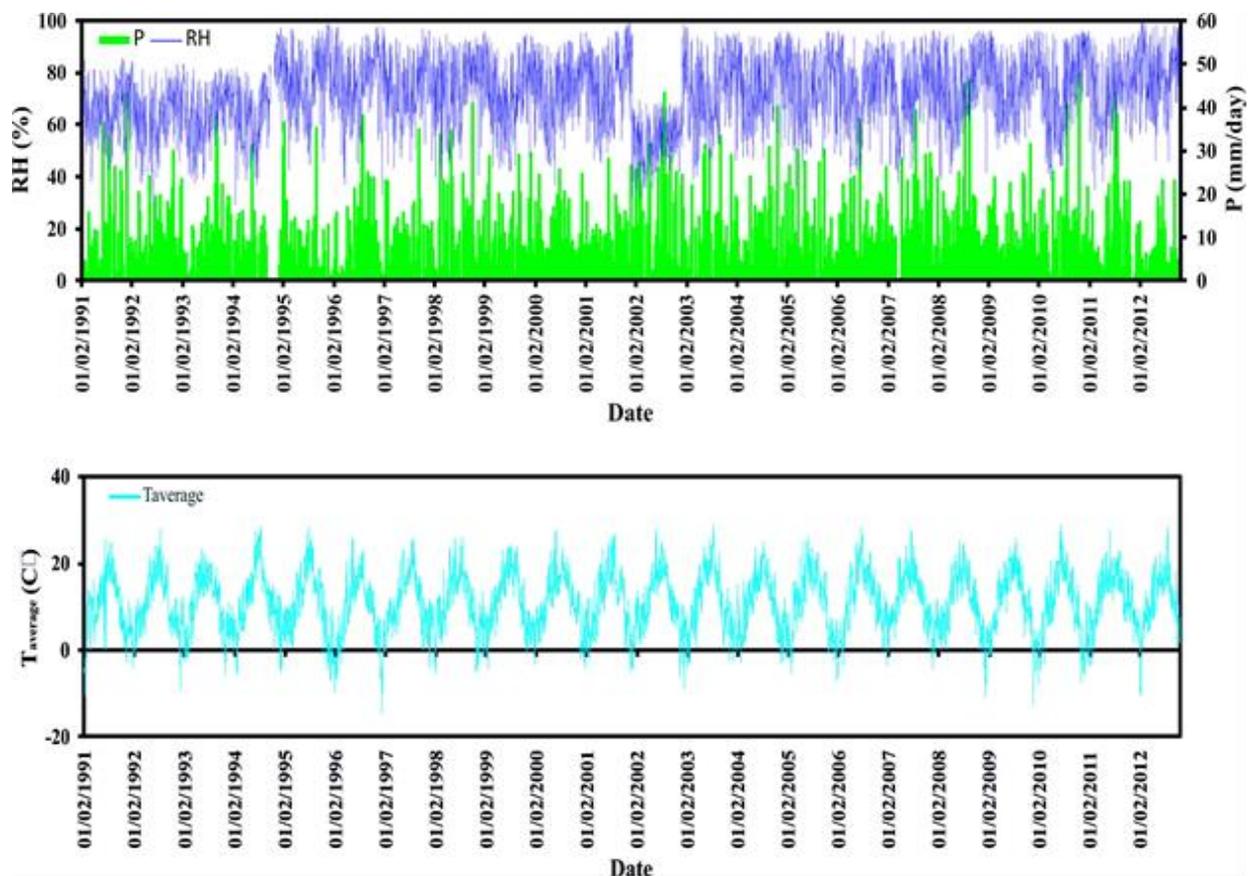


Fig.2: The time series of the daily precipitation, average daily relative humidity and average daily air temperature for 21 years (Rudolf-Geiger station).

So, these three ranges from together more than 72% of the relative humidity values that can be encountered in this area. Relative humidity values fall within the rang (50-60) % form 14 % of entire relative humidity values, while relative values located within the range of (40-50) % and (90-10) % representing high deficit and saturation conditions respectively, have frequencies less than 10%.

Tab. 2: The absolute, the relative and the cumulative frequencies of the data shown in Fig.2.

	Row Labels	Count	Rel. Freq (%)	Cum. Freq (%)
P _R (mm/day)	0.1-5.1	2726	67	67
	5.1-10.1	766	19	86
	10.1-15.1	314	8	93
	15.1-20.1	134	3	97
	20.1-25.1	71	2	98
	25.1-30.1	33	1	99
RH (%)	0-10	24	0	0
	20-30	2	0	0
	30-40	46	1	1
	40-50	386	5	6
	50-60	1129	14	20
	60-70	1858	23	43
	70-80	2143	27	71
	80-90	1735	22	92
T _{air} (C°)	(-20)-(-10)	6	0	0
	(-10)-(0)	468	6	6
	(0)-(10)	3100	39	45
	(10)-(20)	3722	47	92
	(20)-(30)	646	8	100

Average daily air temperature values in the study area range between -14.7 and 28.9 C°. However, the most predominate range is (10-20) C°, which forms about 47% of all values. On the other hand, the range of (0-10) C° has a frequency value of 39%. Negative air temperature values fall within the range (0 to -10) C° form

only 6 %, while the very low negative temperature values are very rare to happen in this area. In contrast, moderate air temperature values of 20-30 C° form only 8 % of the average daily air temperatures.

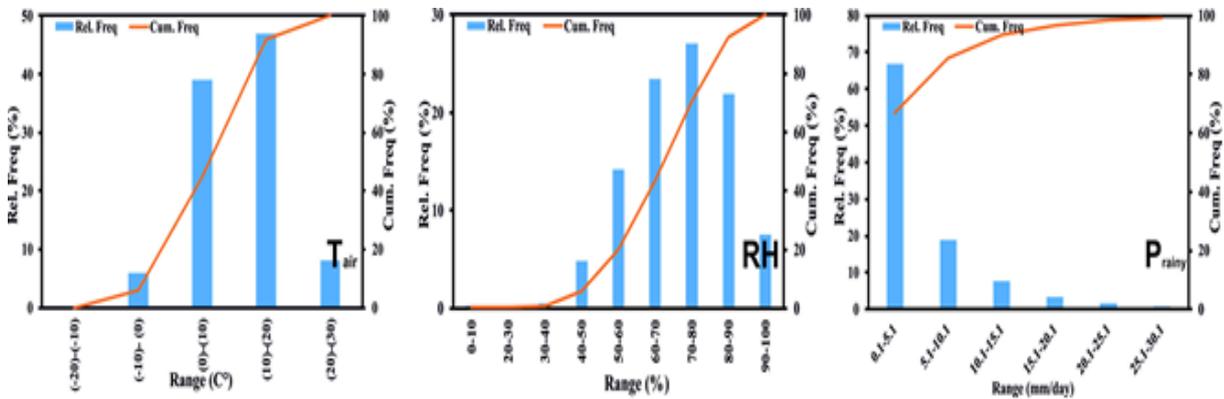


Fig.3: The relative and the cumulative frequency of the data shown in Fig.2.

5. Acknowledgement

The author are indebted to the Damascus university for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

6. References

Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW, (1988): Geologische Karte von Nordrhein- Westfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt NRW, Krefeld, 130 S.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen LAVUV, (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen-Daten und Hintergründe. Fachbericht 27, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 60 S. [http://www.lanuv.nrw .de/ veroeffentlichungen-/fachberichte/fabe27/fabe27KW.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen-/fachberichte/fabe27/fabe27KW.pdf)

Medhi J (1992): Statistical Methods: An Introductory Text. New Age International Ltd, 441 p.

Author's contact address

Dr. Mohammad Alhamed

Email: mohammad.alhamed@rub.de; mohhedpet@yahoo.com

The Impact of Land Use Land Cover Changes on the Hydraulic Properties of the Soil Covers in the South of Bochum, Germany

Mohammad Alhamed, Ismail Erdem Tursun

Department of Geology, Damascus University

Abstract

This study was performed to investigate the impact of the changes of land use land cover on the hydraulic properties of the soil cover in the south of Bochum, which is characterized by multi-phases land use changes represented by mining, agricultural and urban activities. Soil samples were collected from forest, agricultural, and urban soils from two levels, the first one situated at the depth (20-30 cm) and the second at the depth (40-50 cm). The samples were tested by Darcy infiltrometer in the hydraulic lab of the department of applied geology at the Ruhr University Bochum. The results show that the soil cover of both agricultural and urban pattern is characterized by high lateral and vertical variations in the soil hydraulic conductivities. The spatial heterogeneity of the soil hydraulic conductivities in urban soil is resulted by the varied-intensity compaction processes associated the backfill and the construction operations. On the other hand, the heterogeneity of the hydraulic conductivities in agricultural soil resulted by the tillage and the heavy machinery used in agricultural practises. The soil of the forested area is characterized by more homogeneous conditions with depth. However, lateral spatial variations should be also expected in soil of the forested areas due to the random growth of tree roots.

1. Introduction

The south of Bochum has been subjected to significant changes in its land use land cover (LULC), where residential (urban) areas and their facilities, and rural features have replaced the coal mining structures. Furthermore, the residential areas have steadily increased at the expense of the agricultural and forested areas. The LULC change in this area started in the 17th century after the coal mining activities had taken place. This period started by establishing of Zeche Alte Mißgunst mine around 1600 A.D. (Tiedt 2009), which was the only known mine in this area at that time. Mining activities were expanded during the 18th century by digging new mines (Huske 2006).

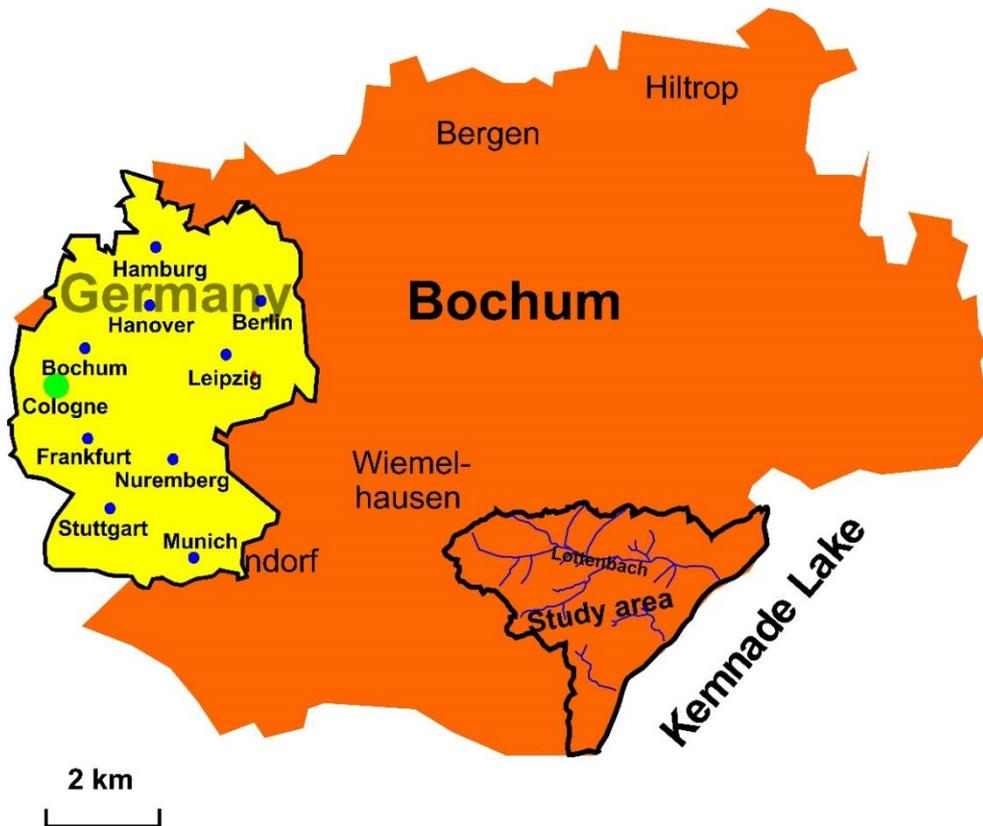


Fig.1: Location map of the study area.

The constructed mining facilities and mine waste had largely changed the LULC that was predominating before the mining activities. Coal extraction continued until the early of the 20th century. Thereafter, mining works were suspended and the constructed mines were either sealed or backfilled (GLA-NRW 1988). After that, a new stage of the LULC change has been started by the construction of residential areas and the campus of the Ruhr University of Bochum. In additions, the terrains were levelled and many valleys were filled to be suitable for agricultural purposes (GLA-NRW 1988). Recently, the expansion of urban areas take place at the expense of arable and forested areas.

The aim of this study is identifying the impact of the land use land cover changes on the saturated hydraulic conductivities of the soil covers in the south of Bochum, which is an example of the highly complex catchment area subjected to high land transformations. The results will be used to determine the most suitable approach that could be used to involve potential changes of the hydraulic conductivities, resulting from LULC changes, in hydrological models.

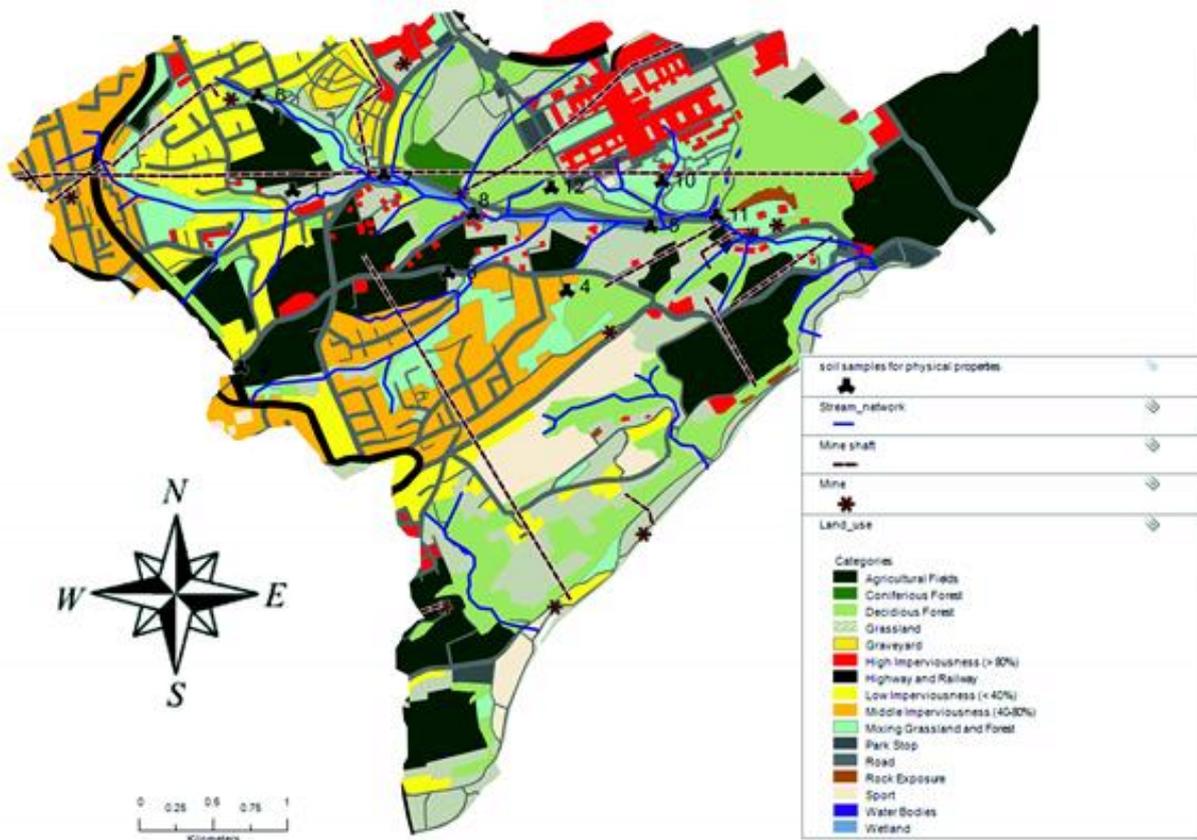


Fig.2: Location map of the sampling points.

2. Materials and methods

Soil samples were collected from 11 locations, shown in Fig.2. These samples were taken from the level that is situated directly under the topsoil horizon (20-30) cm and from the level (40-50) cm. The sampling process were conducted by driving the sampling rings into the desired soil horizons as shown in Fig.3 A. Then, the sample rings were closed by plastic lids to prevent any possible disturbance. After that, the samples were transported to the laboratory for lab tests. The hydraulic conductivities of the collected samples were determined by Darcy Permeameter shown in Fig. 3B. The falling head method was used to achieve this purpose (Hölting and Coldewey 2009). The hydraulic conductivities were calculated by using the following relationships, which was driven from Darcy law;

$$K = 2.3 \frac{d^2 \cdot \Delta l}{D^2 \cdot \Delta t} \log \frac{h_1}{h_2} + \frac{\eta T}{\eta 20}$$

Where; K is the Hydraulic conductivity (m/s), d is the cross-sectional area of the standpipe (m²), D is the cross-sectional area of the soil sample (m²), Δl is the length of the soil sample (m), Δt is the measuring time (s), h_1 is the initial water head (m), h_2 is the water head at the end of the experiment (m), η_T (cP) is the dynamic viscosity at measured water temperature (T), η_{20} (cP) is the dynamic viscosity of water at 20 C°.



Fig.
Sampling and lab-test operations.

3:

3. Results

The results of the saturated hydraulic conductivities, which performed on the soil samples collected from the study area, are listed in Tab. 1, and plotted as series plot in Fig. 4.

The results showed that the hydraulic conductivities of the soil samples taken from the arable areas at the depth (20-30) cm range between 7.50E-08 and 8.70E-06 m/s, while the hydraulic conductivities at the depth (40-50) cm range between 1.70E-08 and 8.40E-06 m/s. Some sampling points showed decreases in values of hydraulic conductivity with depth, while other points showed an increase in their values. In some cases, hydraulic conductivity values remain constant with depth.

Conversely, hydraulic conductivities of the soil samples taken from the anthropogenic soil at the depth (20-30) cm range between 3.30E-08 and 6.40E-06 m/s. The extent of the hydraulic conductivities in this group is like the extent of the arable areas. In contrast, the hydraulic conductivity values at the depth (40-50) range between 2.30E-08 and 6.50E-07 m/s, which are smaller and less extend than their values in the arable area at this depth. However, the hydraulic conductivities of the soil in this group increase with depth.

Tab.1: The results of the saturated soil hydraulic conductivity tests performed on the soil samples collected from the south of Bochum.

Sample No.	LULC	Saturated Hydraulic Conductivity	
		m/s	
		Sampling depth (cm)	
		20	40
1	Arable Area	8.70E-06	1.70E-08
2		3.10E-07	2.00E-07
3		7.50E-08	3.20E-06
4		-	8.40E-06
5		1.90E-07	1.80E-06
6	Urban soil Anthropogenic/	5.40E-08	6.50E-07
7		3.30E-08	2.20E-07
8		-	1.70E-07
9		-	3.40E-07
10		6.40E-06	2.70E-07
11		5.60E-08	2.30E-08
12	Forests	2.30E-07	2.50E-07

The hydraulic conductivity of the sample taken from the forested area at the depth (20-30) cm is 2.30E-07 m/s, while its value in the sample taken from the depth (40-50) cm is 2.50E-07. These values indicate a stationary condition along the soil profile.

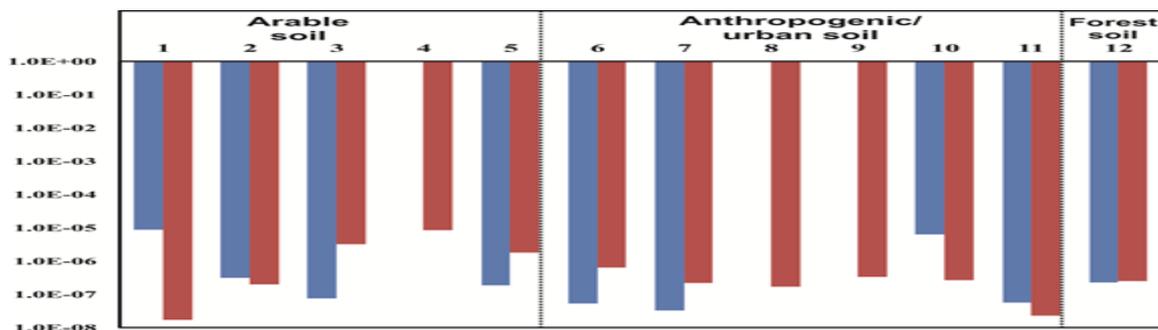


Fig. 4: Results of hydraulic conductivity tests performed on the soil samples that were collected from the south of Bochum.

4. Discussion and Conclusions

The results of the saturated hydraulic conductivities, performed on the soil samples that were collected from the different LULC patterns existing in the south of Bochum, indicate a high degree of spatial heterogeneity even within each LULC pattern. These conditions are significantly related to human activities that are represented by backfilling and dumping operations. These operations were associated with various degrees of soil compaction. Agricultural activities in this area are another human factor affecting the saturated hydraulic conductivities of the soil, as the tillage continually changing its hydraulic characteristics. In addition, the heavyweights of agricultural equipment's cause asymmetrically soil compaction that explains the lateral and the vertical heterogeneities of the saturated hydraulic conductivities. Forest soils show stable saturated hydraulic conductivities along the soil profile, because this LULC pattern was not subjected to a high degree of human impact. However, spatial heterogeneity could also exist in this pattern as a result of the growing and the random distribution of the tree roots. These conditions refer to the need of soil-hydraulic-conductivity tomography or to find a soil-hydraulic-conductivity stochastic model to model the hydrologic cycle in such complex watersheds.

5. Acknowledgement

The authors are indebted to the Damascus University for granting the research scholarship. The Department of Applied Hydrogeology of the Ruhr University Bochum is highly appreciated for performing the laboratory tests. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

6. References

- Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW, (1988): Geologische Karte von Nordrhein- Westfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt Nordrhein- Westfalen, Krefeld, 130 S.
- Huske, J. (1998): Die Steinkohlenzechen im Ruhrrevier: Daten und Fakten von den Anfängen bis 1997. Selbstverl. des Dt. Bergbau-Museums, Bochum: 1159p.
- Hölting B and Coldewey WG (2009): Hydrogeologie Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Auflage: 7. Spektrum Akademischer Verlag. 384 p.
- Tiedt, M. (2009): Der frühe Bergbau an der Ruhr. <http://www.ruhrkohlenrevier.de/>

Author's contact address

Dr. Mohammad Alhamed

Email: mohammad.alhamed@rub.de; mohhedpet@yahoo.com

Regionale Disparitäten der mikrobiologischen Trinkwasserqualität: Welche Rolle spielen demographische Faktoren?

Daniel Karthe^{1,2}, Tobias Reeh², Heiko Faust², Niklas Rehkopp^{2,3}

¹ *Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Magdeburg*

² *Geographisches Institut, Georg-August-Universität, Göttingen*

³ *HafenCity Universität, Hamburg*

Zusammenfassung

Von den zahlreichen Faktoren, die einen Einfluss auf die mikrobiologische Trinkwasserqualität haben, spielt der demographische Wandel in solchen Gebieten potentiell eine sehr große Rolle, in denen sich deutliche Veränderungen in der Bevölkerungszahl innerhalb relativ kurzer Zeit vollziehen. Probleme für die Trinkwasserversorgung ergeben sich sowohl durch Überkapazitäten in den Versorgungsinfrastrukturen als auch durch einen massiven Einnahmerückgang für die Wasserversorger. Die kürzlich hergestellte Verfügbarkeit nationaler Statistiken der Trinkwasserqualität auf Ebene der Wasserversorgungsbezirke erlaubt es erstmals, solche Muster auch geostatistisch zu erfassen. Dabei zeigt sich, dass in Deutschland die relative Häufigkeit von Überschreitungen mikrobiologischer Parameter der Trinkwasserqualität deutlich mit der Bevölkerungsentwicklung korreliert, wobei die höchsten Nichteinhaltungsraten von Hygieneindikatoren in denjenigen Gebieten zu verzeichnen sind, in denen die stärkste Bevölkerungsschrumpfung vorliegt.

1. Einleitung

Kaum eine technische Innovation hatte einen größeren Einfluss auf die öffentliche Gesundheit als die weitgehend flächendeckende Einführung einer modernen Trinkwasseraufbereitung und -versorgung. Zu Recht gilt Trinkwasser in Deutschland als ein sicheres und besonders gut überwacht Lebensmittel. Dennoch bestehen für die zukünftige Sicherstellung der Trinkwasserhygiene auch in Deutschland einige Herausforderungen:

- Aufgrund der Komplexität und des z.T. hohen Alters der existierenden Trinkwasser-Infrastrukturen (DIfU 2015) besteht ein erheblicher Instandhaltungsbedarf, ohne den die Versorgungssicherheit nicht dauerhaft gewährleistet werden kann.

- Im Kontext des Klimawandels sind einerseits die Erhöhung von Roh- und Trinkwassertemperaturen, andererseits eine Zunahme der Häufigkeit und Intensität hydrometeorologischer Extremereignisse von Bedeutung, die nicht nur zur temporären Reduzierung der Rohwasserqualität, sondern auch zum Eintrag von Pathogenen in kritische Infrastrukturen bzw. zur Rekontamination innerhalb des Verteilungsnetzes führen können (Karthe 2015).
- Der demographische Wandel in Schrumpfungsregionen bedingt eine geringere Auslastung der Wasserversorgungssysteme und erhöht die Verweildauern im Verteilungsnetz, was tendenziell eine Wiederverkeimung begünstigt (Karthe et al. 2016b; Kempmann 2008).
- Die gegenwärtige Praxis des Hygienemonitorings, das auf der Anzucht von Indikatorbakterien auf selektiven Nährmedien beruht, ist diesen Herausforderungen ggf. nicht vollständig gewachsen, u.a. weil der hohe Zeitaufwand der Kulturverfahren eine rasche Einleitung von Gegenmaßnahmen sowie die Ursachenanalyse erschwert und trotz eines Fehlens von Indikatorbakterien andere wasserhygienisch relevante Mikroorganismen wie z.B. Viren nicht immer sicher auszuschließen sind (Karthe et al. 2016a; Rompré et al. 2002; Seidel et al. 2016).

Den oben genannten Herausforderungen wurde erst in jüngerer Zeit wieder eine erhöhte Aufmerksamkeit beigemessen, u.a. weil sie zeitgleich wirksam sind und sich teilweise gegenseitig verstärken können (z.B. Auswirkungen der Klimaveränderungen und des demographischen Wandels).

2. Datengrundlagen und Auswertungsmethoden

Daten zur Trinkwasserqualität werden in Deutschland erst seit kurzem in einer zentralen Statistik zusammengeführt: Seit 2011 veröffentlicht das Umweltbundesamt in Kooperation mit dem Bundesministerium für Gesundheit rückblickende Berichte zur Trinkwasserqualität auf Ebene der Wasserversorgungsbezirke. Während die Jahre 2008 und 2009 Testläufe darstellten, wurde im Jahr 2010 erstmals eine vollständige Zusammenstellung für größere Wasserversorger (über 1000 m³ Wassereinspeisung ins öffentliche Versorgungsnetz am Tag oder über 5000 versorgte Personen) publiziert (BMG & UBA 2011). 2015 wurde ein Folgebericht über den Dreijahreszeitraum 2011 bis 2013 herausgegeben (BMG & UBA 2015); eine Fortschreibung ist aktuell in Vorbereitung.

In den Berichten werden Grenzwertüberschreitungen für eine Reihe mikrobiologischer Parameter aufgeführt, für die gemäß Trinkwasserverordnung Grenzwerte definiert sind (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Mikrobiologische Parameter gemäß Trinkwasserverordnung

Mikrobiologische Parameter	Grenzwert	Geregelt durch
<i>Escherichia coli</i>	0 / 100 ml	TrinkwV Anlage 1 Teil I
Enterokokken	0 / 100 ml	TrinkwV Anlage 1 Teil I
<i>Clostridium perfringens</i>	0 / 100 ml	TrinkwV Anlage 3 Teil I
Coliforme Bakterien	0 / 100 ml	TrinkwV Anlage 3 Teil I
Koloniezahl bei 22 °C	20 bis 1.000 / 1 ml	TrinkwV Anlage 3 Teil I
Koloniezahl bei 36 °C	20 bis 100 / 1 ml	TrinkwV Anlage 3 Teil I

Um verschiedene Wasserversorgungsbezirke miteinander zu vergleichen, wurden alle Grenzwertüberschreitungen aggregiert und hinsichtlich der Bevölkerung normalisiert. Dies kommt in der relativen Kontaminationsrate zum Ausdruck:

$$\text{Relative Kontaminationsrate} = \frac{\sum \text{Nichteinhaltungen von Einzelparametern}}{\text{Bevölkerung in } 10.000 * \text{Jahr}}$$

Hierbei werden alle Überschreitungen eines mikrobiologischen Parameters unabhängig von ihrem Ausmaß als ein Kontaminationsereignis gewertet; Vorfälle mit Grenzwertüberschreitungen mehrerer Parameter gingen mehrmals in die Summe ein und spiegelten so das Ausmaß der Kontamination wider. Ein solches Vorgehen war notwendig, um die Gesamtsituation über einen Einzelindikator (die relative Kontaminationsrate) zu erfassen. Eine allumfassende Betrachtung der Grenzwertüberschreitungen ist indes bei diesem Zugang nicht möglich, da sonst komplexe Einschätzungen zur Vergleichbarkeit von Überschreitungen der verschiedenen Parameter erforderlich gewesen wären (so wäre z.B. ein Befund von 5 Enterokokken je 100 ml problematischer einzustufen als ein Befund von 6 coliformen Bakterien je 100 ml).

Neben den Daten zur Trinkwasserhygiene war es erforderlich, Angaben zur Bevölkerung bzw. deren Entwicklung an die verschiedenen Gebietsstände des Betrachtungszeitraums anzupassen (es kam zu Auflösungen, Teilausgliederungen, Umbenennungen und Änderungen des Gemeindegrenzen) und letztendlich mit den Wasserversorgungsgebieten (WVGs) räumlich zu verschneiden. Diese Datenaufbereitung ist ausführlich in Rehkopp 2015 beschrieben.

3. Ergebnisse

Im Zeitraum 2010 bis 2013 kam es in den 2416 erfassten WVG zu insgesamt 5471 Nichteinhaltungen mikrobiologisch relevanter Parameter. Diese traten in 747 oder knapp einem Drittel aller WVGs auf, die rund 45 %

der Bevölkerung mit Trinkwasser versorgen (Rehkopp 2015), wobei sich erhebliche Unterschiede zwischen Gebieten mit wachsender bzw. schrumpfender Bevölkerung zeigten (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Vergleich zwischen wachsenden und schrumpfenden Wasserversorgungsgebieten (nach Karthe et al. 2016a)

	Schrumpfung	Wachstum
Anzahl der WVG	1113	1303
Versorgte Bevölkerung	36.4 Millionen	36.3 Millionen
Relative Kontaminationsrate	0.240	0.136

Im Mittel lag die Kontaminationsrate in den WVGs mit schrumpfender Bevölkerung beinahe doppelt so hoch wie in solchen mit Bevölkerungszunahme. Zugleich wurden in den Gebieten mit den höchsten Schrumpfungsraten auch die höchsten relativen Kontaminationsraten festgestellt (Karthe et al. 2016a; Rehkopp 2015). Da wachsende und schrumpfende Regionen räumlich nicht gleichmäßig verteilt sind, ergeben sich auch räumlich heterogene Muster der hygienischen Qualität des Trinkwassers. Überdurchschnittlich hohe Raten zeigen sich nicht nur in großen Teilen der neuen Bundesländer (die im Nachgang der Wiedervereinigung erhebliche Bevölkerungsverluste verzeichnet haben), sondern auch in peripheren Regionen der westdeutschen Länder wie z.B. im Saarland (siehe Abb. 1). Auch wenn für verhältnismäßig viele Gebiete (graue Einfärbung in Abb. 1) keine Daten vorliegen, da sie durch kleinere und damit nicht meldepflichtige Versorger abgedeckt werden, wohnen dort nur etwas über 10 % der deutschen Gesamtbevölkerung.

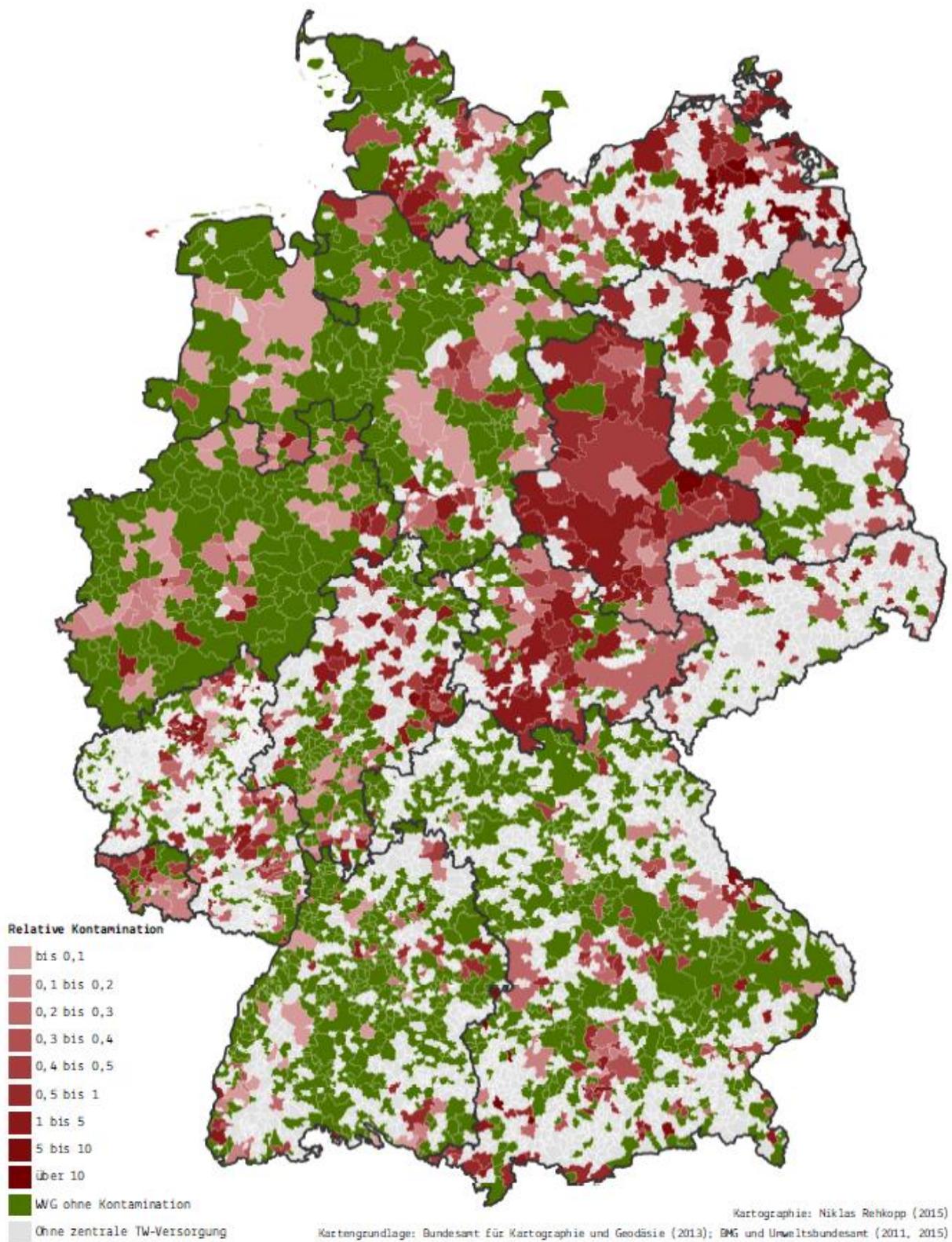


Abb. 1: Räumliche Muster der relativen Kontaminationsrate bei großen Wasserversorgern (Mittelwert 2010 bis 2013) nach Rehkopp 2015

4. Diskussion und Fazit

Die erheblichen Unterschiede hinsichtlich der relativen Häufigkeit von Überschreitungen mikrobiologischer Parameter bei Trinkwasserversorgern in der Bundesrepublik Deutschland zeigen statistisch einen Zusammenhang mit demographischen Veränderungen: In Schrumpfungsregionen besteht eine positive Korrelation zwischen der relativen Anzahl von Kontaminationsereignissen und dem Ausmaß des Bevölkerungsrückgangs.

Auch kausal sind solche Muster erklärbar, da mit einer Bevölkerungsschrumpfung ein proportionaler Rückgang des Wasserverbrauchs einhergeht, der tendenziell durch Bemühungen zur Wassereinsparung noch verstärkt wird. So führt ein reduzierter Wasserverbrauch zu einer Unterauslastung der gesamten Versorgungsinfrastruktur, der u.a. zu erhöhten Transitzeiten des Wassers im Verteilungsnetz (Kempmann 2008) führt und damit das Risiko einer Wiederverkeimung erhöht. Allerdings ist dieser Effekt in den derzeit verfügbaren Statistiken noch gar nicht explizit erfasst, da sie überwiegend auf Wasserproben vor der Trinkwassereinspeisung ins Netz beruhen. Vor diesem Hintergrund sind zukünftig Studien notwendig, die sich empirisch mit der Problematik der Rekontamination von Trinkwasser im Leitungsnetz bei langen Transportdauern befassen. Solche Analysen sind auch deshalb sinnvoll, weil sie Wasserversorgern einen Aufschluss darauf geben können, wann auf Unterauslastungen mit Spülungsmaßnahmen bzw. Netzzrückbau reagiert werden muss. Solche Maßnahmen werden heute oft prophylaktisch durchgeführt, obwohl die hierdurch erhöhten Betriebs- und Investitionskosten bei gleichzeitig rückläufigen Verkaufserlösen einen erheblichen wirtschaftlichen Mehraufwand für die Versorger darstellen.

Literatur

Bundesministerium für Gesundheit, Umweltbundesamt (=BMG, UBA; Hrsg.) (2011): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland. Berichtszeitraum: 1. Januar 2008 bis 31. Dezember 2010.

Bundesministerium für Gesundheit, Umweltbundesamt (=BMG, UBA; Hrsg.) (2015): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland. Berichtszeitraum: 1. Januar 2011 bis 31. Dezember 2013.

Deutsches Institut für Urbanistik (= DIfU; Hrsg.) (2015): Smart and Multifunctional Infrastructural Systems for Sustainable Water Supply, Sanitation and Stormwater Management. Interim results from the INIS projects. Berlin.

- Karthe, D. (2015): Bedeutung hydrometeorologischer Extremereignisse im Kontext des Klimawandels für die Trinkwasserhygiene in Deutschland und Mitteleuropa. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59(5):264-270.
- Karthe, D.; Behrmann, O.; Blättel, V.; Elsässer, D.; Heese, C.; Ho, J.; Hügler, M.; Hufert, F.; Kunze, A.; Niessner, R.; Scharaw, B.; Spoo, M.; Tihm, A.; Urban, G.; Vosseler, S.; Westerhoff, T.; Dame, G. & Seidel, M. (2016): Modular Development of an Inline Monitoring System for Waterborne Pathogens in Raw and Drinking Water. *Environmental Earth Sciences* 75:1481. doi: 10.1007/s12665-016-6287-9
- Karthe, D.; Rehkopp, N.; Faust, H. & Reeh, T. (2016b): Regional Disparities of Microbiological Drinking Water Quality: Assessment of Spatial Pattern and Potential Sociodemographic Determinants. *Urban Water Journal* 14(6): 621–629. doi: 10.1080/1573062X.2016.1240809
- Kempmann, J. (2008): Anpassung der Wasserversorgungsinfrastruktur in Magdeburg. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): *Demographischer Wandel: Herausforderungen für die Deutsche Wasserwirtschaft*. Hennef, Germany: DWA, 159-172.
- Rehkopp, N. (2015): Räumliche Disparitäten der mikrobiologischen Trinkwasserqualität in Deutschland. M.Sc.-Arbeit, Geographisches Institut, Georg-August-Universität, Göttingen.
- Rompré, A.; Servais, P.; Baudart, J.; de-Roubin, M.-R. & Laurent, P. (2002): Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods* 49(1):31-54. doi: 10.1016/S0167-7012(01)00351-7
- Seidel, M.; Jurzik, L.; Brettar, I.; Höfle, M.G. & Griebler, C. (2016): Microbial pathogens in freshwater – current research aspects studied in Germany. *Environmental Earth Sciences* 75:1384. doi: 10.1007/s12665-016-6189-x

Modellierung des Wärmehaushaltes eines flachen mediterranen Sees

Thomas Büche¹, Filippo Gaidrossich², Mark Vetter³

¹Ludwig-Maximilians-Universität München, ²Università di Sassari, ³Hochschule Karlsruhe

1. Einführung

Seen sind sensitive Indikatoren hinsichtlich Veränderungen im Klima und anthropogener Aktivitäten in ihren Einzugsgebieten (Gaidrossich et al. 2015). In den letzten Jahrzehnten sind Seen in der mediterranen Region vermehrt mit Problemen wie Dürre, Hochwasser, Erwärmung, Erhöhung des Salzgehaltes und Änderungen der Wasserqualität konfrontiert. Dies geht sehr oft mit erhöhtem Wasserverbrauch und Intensivierung von landwirtschaftlichen Aktivitäten einher. Der Wasserstand des Lago di Baratz, Sardinien, ist sehr variabel und schwankte in den letzten 60 Jahren von bis zu 16 m Tiefe bis zu einem nahezu ausgetrockneten See in 2008 (Niedda & Pirastru 2013).

Mittels eines ökologischen Modelles können zukünftige Wassertemperaturen und Veränderungen im Stoffhaushalt des Sees simuliert und dabei die Auswirkungen von verschiedenen Wasserständen, insbesondere von niedrigen Werten, auf das Ökosystem untersucht werden. Dies soll im Rahmen eines Forschungsprojektes untersucht werden. Als Vorstudie werden erste Ergebnisse der Modellierung des Wärmehaushaltes und des Wasserstandes mit GLM für den Lago di Baratz präsentiert, welche mit dem hydrodynamischen Open-Source Modell GLM (General Lake Model, Hipsey et al. 2014) durchgeführt wurden. Das Modell bietet die Möglichkeit mit einem ökologischen Modul (AED – Aquatic EcoDynamics) gekoppelt zu werden.

2. Untersuchungsgebiet, Modell und Daten

Der Lago die Baratz (Abb. 1) ist der einzige natürliche See Sardinien und besitzt keinen Oberflächenabfluss (Niedda & Pirastru 2013). Bei einer maximalen Füllung des Beckens beträgt die Oberfläche ca. 60 ha und die Tiefe 16 m bei einem Wasserspiegel von 33 m ü NN. Sein Einzugsgebiet hat ein Fläche von 12 km² und es herrscht ein mediterranes Klima mit einer mittleren Jahrestemperatur von 15,8 °C und einem mittleren Jahresniederschlag von 590 mm (Niedda & Pirastru 2013).

Das Modell GLM basiert auf einen ein-dimensionalen Ansatz und bildet die Wassertemperaturen im Profil über dem tiefsten Punkt des Sees ab. Neben den Wassertemperaturen kann auch die Eisbedeckung von Seen simuliert werden (Bueche et al. in review). Nach der Einführung in die Forschergemeinschaft im Jahre 2012 wurde

das Modell weiterhin angepasst und nun in einer umfangreichen Kalibrierungsstudie an verschiedenen Seen vorgestellt (Bruce et al. in review). Es wird schon jetzt in der aktuellen limnologischen Forschung angewendet (z. B. Rose et al. 2016, Fenocchi et al. 2017).

Der Wasserstand des flachen Sees wird seit März 2008 kontinuierlich gemessen. Seit April 2011 befindet sich auf der Seeoberfläche eine Boje, welche die Wassertemperaturen in der Wassersäule in 10 minütiger Auflösung und alle 1 Meter misst, sowie die für die Modellierung erforderlichen meteorologischen Daten aufzeichnet. Werte zum Volumen des Hauptzuflusses, stehen basierend auf einer hydrologische Abflussmodellierung für das Einzugsgebiet von Niedda & Pirastru (2013) zur Verfügung.

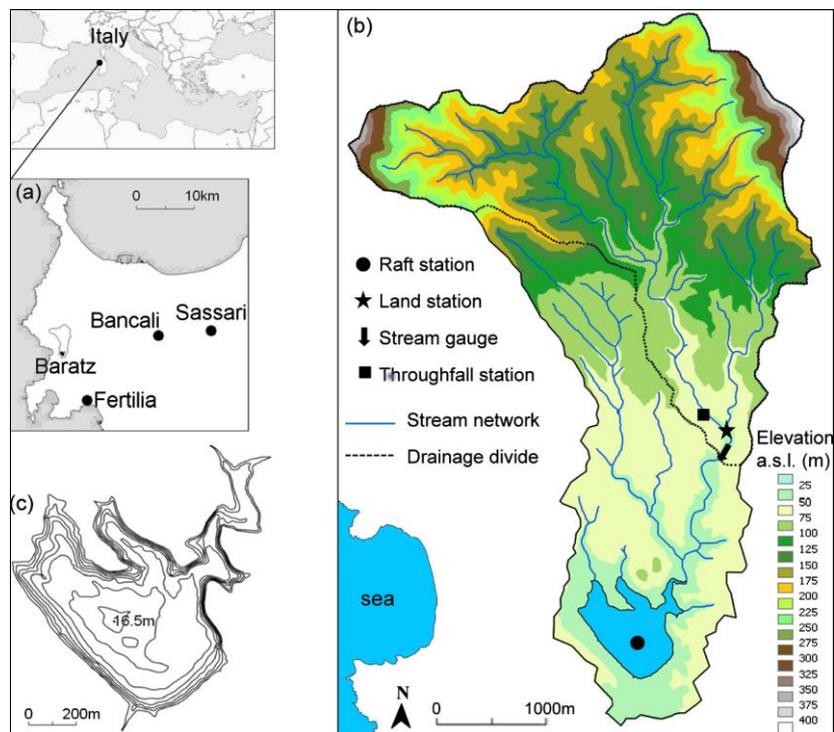


Abb. 1: a) Karte des Lago di Baratz und die meteorologischen Stationen in Nordwest Sardinien, Italien; b) Karte des Seeinzugsgebietes und Lage der limnologischen Messstation (Raftstation); c) Bathymetrie des Lago di Baratz mit Isobathen in 2 m Intervallen von 18 bis 32 m ü. NN (Niedda et al. 2014)

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Wasserstand bzw. die Seetiefe wird durch die Modellergebnisse bis Januar 2014 mit einer maximalen Abweichung von 0,12 m sehr gut wiedergegeben (Abb. 2). Danach steigt die Abweichung auf bis zu 1,14 m zum Ende des Simulationszeitraumes an. Der abrupte Anstieg der Abweichung der Simulation im Januar 2014 könnte auf ein extremes Abflussereignis zurückzuführen sein, welches in den modellierten Zuflussdaten zu

hoch simuliert wurde. Die unterirdische Versickerung aus dem See wurde im Modell zwar berücksichtigt, jedoch ein nur mit 1/20 des Wertes, welcher von Niedda et al. (2014) mit 1,5 mm/d angegeben wird. Die Simulation der Wassertemperaturen ergibt ohne Modellkalibrierung eine Abweichung zu den Felddaten (Abb. 3) im Mittel von -0,25 °C für die Oberfläche (RMSE = 1,22 °C) und 0,71 °C über dem Seegrund (RMSE = 1,94 K). Die Temperaturen werden im Sommer in den tieferen Seeschichten mit Abweichungen > 5,0 °C zu deutlich hoch simuliert und geben daher die vorherrschende stabile Schichtung nicht ausreichend wieder. Im Winter hingegen weisen die modellierten Temperaturen nur geringe Abweichungen auf (-0,05 °C im Mittel für die Monate Dezember bis März) und die homothermen Verhältnisse im Wasserkörper, welche die potentiellen Durchmischungsphasen darstellen (Bueche 2016) werden korrekt simuliert.

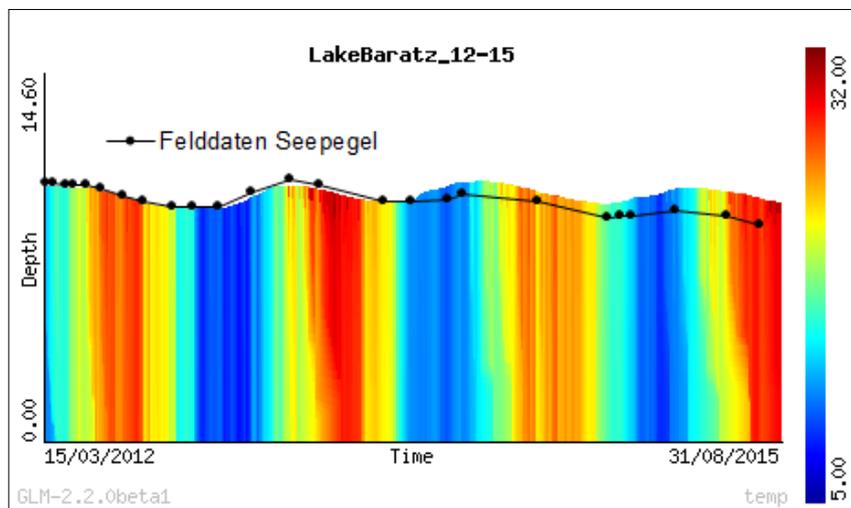
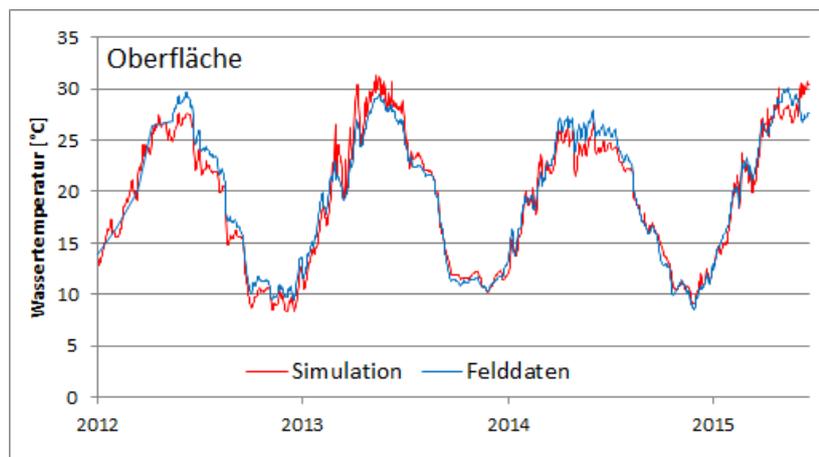


Abb. 2: Simulierte Wassertemperaturen und -tiefen des Lago di Baratz (März 2012 – August 2015) und Felddaten des Seepiegels



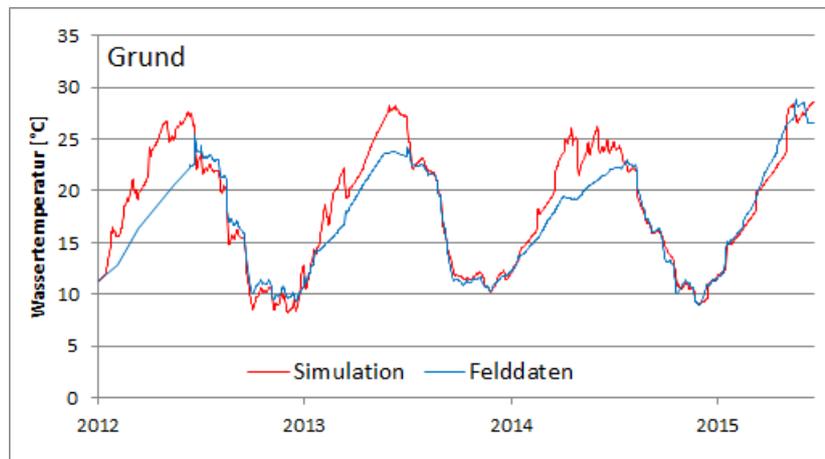


Abb. 3: Simulierte und gemessene Wassertemperaturen der Oberfläche und über dem Grund des Sees (März 2012 – August 2015)

4. Fazit und Ausblick

Die Simulation der Wassertemperaturen und des Wasserstandes des abflusslosen Lago di Baratz, Sardinien, mit dem ein-dimensionalen hydrodynamischen Modell GLM liefert auch ohne Kalibrierung vielversprechende Ergebnisse. Die Reproduktion des Wasserstandes ist schon in dieser Vorstudie möglich. Dies zeigt, dass GLM auch für wasserhaushaltliche Fragestellungen verwendet werden kann. Mit einem in Entwicklung befindlichen Tool zur Durchführung einer automatischen Kalibrierung der seespezifischen Modellparameter werden bessere Ergebnisse hinsichtlich der Abbildung der sommerlichen Wassertemperaturen und der Sichtung erzielt werden können. Dies wird eine belastbare Grundlage für die Durchführung von Simulationen zum Stoffhaushalt des Sees sein. Durch den Antrieb dieses ökologischen Modells mit Daten aus regionalen Klimamodellen sind Simulationen zum zukünftigen trophischen Zustand und dem Durchmischungsverhalten des Sees und damit auch die Abschätzung der Folgen eines möglichen Klimawandels auf das System möglich (Bueche & Vetter 2015).

Literaturverzeichnis

Bruce, LC., Adiyanti, S., Gal, G., Read, JS., Elliott, A., Hetherington, A., Rigosi, A., Dietzel, A., Boon, C., Wickramaratne, C., McBride, C., Hamilton, D., Özkundakci, D., Trolle, D., Copetti, D., Valerio, G., Brookes, J., Bolding, K., Rinke, K., Frassl, M., Vetter, M., Pilotti, M., Schmid, M., Kerimoğlu, O., Hanson, P., Woolway, R., Bocaniov, S., Schweitzer, S., Bueche, T., Cowen, EA., Shatwell, T., Makler, V., Hipsey, MR. (in

- review): A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network. In: *Environmental Modelling and Software*.
- Bueche, T. (2016): The mixing regime of Lake Ammersee. In: *Die Erde*, 147, 275-283. DOI: 10.12854/erde-147-18.
- Bueche, T., Hamilton, DP., Vetter, M. (in review): Using the General Lake Model (GLM) to simulate water temperatures and ice cover of a medium-sized lake – a case study of Lake Ammersee, Germany. In: *Environmental Earth Sciences*.
- Bueche, T., Vetter, M. (2015): Future alterations of thermal characteristics in a medium-sized lake simulated by coupling a regional climate model with a lake model. In: *Climate Dynamics*, 44, 371-384. DOI: 10.1007/s00382-014-2259-5.
- Fenocchi, A., Rogora, M., Sibilla, S., Dresti, C. (2017) Relevance of inflows on the thermodynamic structure and on the modeling of a deep subalpine lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). In: *Limnologica*, 42-56. DOI: 10.1016/j.limno.2017.01.006
- Giadrossich, F., Niedda, M., Cohen, D., Pirastru, M. (2015): Evaporation in a Mediterranean environment by energy budget and Penman methods, Lake Baratz, Sardinia, Italy. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 2451-2468. DOI: 10.5194/hess-19-2451-2015.
- Hipsey, MR., Bruce, LC., Hamilton, DP. (2014): GLM - General Lake Model: Model overview and user information. AED Report #26. The University of Western Australia Technical Manual: 22.
- Niedda, M., Pirastru, M. (2013): Hydrological processes of a closed catchment-lake system in a semi-arid Mediterranean environment. In: *Hydrological Processes*, 27, 3617-3626. DOI: 10.1002/hyp.9478.
- Niedda, M., Pirastru, M., Castellini, M., Giadrossich, F. (2014). Simulating the hydrological response of a closed catchment-lake system to recent climate and land-use changes in semi-arid Mediterranean environment. In: *Journal of Hydrology*, 517, 732-745. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.008>.
- Rose, KC., Winslow, LA., Read, JS., Hansen, GJA. (2016): Climate-induced warming of lakes can be either amplified or suppressed by trends in water clarity. In: *Limnology and Oceanography Letters*, 1, 44-53. DOI: 10.1002/lol2.10027.

Flächenhafter Hochwasserrückhalt durch Energieholzanbau

Christian Reinhardt-Imjela, Achim Schulte, Jens Hartwich, Jens Bölscher

FU Berlin, FB Geowissenschaften, Angewandte Geographie, Umwelthydrologie und Ressourcen-management

1. Einführung

Der natürliche Wasserrückhalt in Hochwasserentstehungsgebieten wie dem Erzgebirge ist eine wesentliche Komponente des Hochwasserrisikomanagements. Neben infiltrationsfördernden Bearbeitungstechniken in der Landwirtschaft sind dabei v.a. Waldflächen mit ihren aufnahmefähigen Böden von Bedeutung. Da großräumige Aufforstungen landwirtschaftlicher Nutzflächen für den Hochwasserschutz nicht realisierbar sind, stellt sich die Frage, inwieweit eine alternative waldähnliche Bewirtschaftung von Ackerflächen mit schnellwachsenden Energiehölzern in Kurzumtriebsplantagen (KUP) einen signifikanten Beitrag zum Hochwasserrückhalt leisten könnte. Die kultivierten Pappel-, Weiden- oder Robinienhybride werden dabei in Zyklen von zwei bis sechs Jahren geerntet und als Hackschnitzel in Biomassekraftwerken zur Erzeugung von Strom und Wärme genutzt. Mit der im Zuge des globalen Klimawandels steigenden Nachfrage nach erneuerbaren Energieträgern ist zukünftig auch mit einer Ausweitung des Energieholzanbaus zu rechnen.

Ob mit der Anlage von KUP in Hochwasserentstehungsgebieten signifikante Synergieeffekte für den dezentralen bzw. flächenhaften Hochwasserrückhalt erreicht werden können, wird am Beispiel des Chemnitzbachs im Osterzgebirge (Freistaat Sachsen) untersucht. Der Chemnitzbach entwässert ein 48,1 km² großes Gebiet auf der Nordabdachung des Erzgebirges und mündet bei der Ortschaft Mulda in die Freiburger Mulde. Der Anteil der Ackerflächen im Einzugsgebiet liegt bei 17,8 km² (ca. 37 % der Gesamtfläche), von denen etwas mehr als die Hälfte der Fläche aufgrund der hydro-klimatischen Standortbedingungen (Transpirationswasserdargebot) für einen wirtschaftlichen Anbau von Energieholz geeignet sind.

2. Methoden

Die Untersuchungen stützen sich auf eine Niederschlag-Abfluss-Modellierung mit dem konzeptionellen Modellsystem NASIM (Hydrotec Ingenieurgesellschaft mbH Aachen) unter Berücksichtigung unterschiedlicher zeitlicher Auflösungen. Der erste Arbeitsschritt umfasst eine langfristige Wasserhaushaltssimulation mit täglicher Auflösung für die Jahre 1992 bis 2013 (zuzüglich ein Jahr Vorlaufzeit), für die entsprechend langjährige

Eingangsdaten vorliegen. Da Tageswerte die hydrologische Prozessdynamik in kleinen Mittelgebirgseinzugsgebieten jedoch nur bedingt widerspiegeln, folgt in einem zweiten Schritt eine zeitlich hochaufgelöste Modellierung der durch mindestens stündliche Zeitreihen abgedeckten Hochwasserereignisse, wobei nach eingehender Kontrolle aller Eingangsdatensätze lediglich das Hochwasser im Juni 2013 ($\approx HQ_{60}$) für die Modellierung geeignet ist. Bei der Kalibrierung der Modelle wird neben den üblichen Abflusswerten auch auf Bodenfeuchte- und Schneehöhenzeitreihen zurückgegriffen (multi-objective calibration), um eine bestmögliche Abbildung der Prozessdynamik zu erreichen.

Das kalibrierte Modell bildet wiederum die Grundlage für die Simulation von Modellszenarien, die sich auf zwei zentrale Aspekte konzentrieren: Der Einfluss von KUP wird anhand einer stufenweisen Erhöhung des Flächenanteils in Schritten von 1 km² untersucht. In diese Betrachtung fließen auch Abschätzungen zur Flächeneignung im Untersuchungsgebiet ein, die nach Hartwich et al. (2015) auf Grundlage des Transpirationswasserdargebots erfolgt.

Ein zweiter Teilaspekt ist die Rolle der hydraulischen Eigenschaften der Böden unter KUP (Porenvolumen, hydraulische Leitfähigkeit etc.). Da zu der Frage, inwieweit sich die ehemaligen Ackerböden unter KUP an die hydraulischen Eigenschaften von Waldböden annähern, nur wenig bekannt ist und dementsprechend große Unsicherheiten bestehen, wurde ein Ensemble von Hochwasserganglinien unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lagerungsdichten bzw. den daraus abgeleiteten bodenhydraulischen Parametern Gesamtporenvolumen, hydraulische Leitfähigkeit und Feldkapazität generiert. Endmember des Ensembles sind dabei Wald bzw. Ackerböden, wobei nach Wahren et al. (2009) angenommen wird, dass Waldböden eine doppelt so hohe hydraulische Leitfähigkeit aufweisen wie Ackerböden.

3. Ergebnisse

Im Tageswertmodell kann die Abflussvariabilität am Chemnitzbach zufriedenstellend nachgebildet werden (Abb. 1). Der Nash-Sutcliffe Koeffizient liegt für den Modellzeitraum bei 0,52, wobei die Hochwasserperioden mit Werten bis 0,85 zum Teil deutlich besser abgebildet werden. Problematisch sind einige an die Schneeschmelze gekoppelte Frühjahrereignisse (z.B. 2000 und 2011), wobei die Ursache dafür möglicherweise in Unsicherheiten im Schneemodell (Schneeaufbau über die Winterperiode) und weniger in der Abbildung der hydrologischen Prozesse liegt.

Im Gegensatz dazu ergibt sich für die Einzelereignissimulation des Hochwassers im Juni 2013 eine sehr gute Abbildung des Hochwasserverlaufs sowohl im Hinblick auf die Form der Ganglinie als auch die Abflussfülle und die Höhe des Hochwasserscheitels. Signifikante Abweichungen zur Pegelganglinie ergeben sich lediglich ganz zu Beginn des Ereignisses (31.05.2013) und für das kleinere, unabhängige Ereignis am 21.06.2017. In Bezug

auf die Abflusskomponenten (Abb. 2) zeigt sich im Modell ein hoher Anteil an Zwischenabfluss, der im Vergleich mit dem Oberflächenabfluss einen ähnlich hohen Scheitel, jedoch eine deutlich größere Abflussfülle aufweist. Diese Werte erscheinen im Hinblick auf die hohen Vorregensummen, den damit verbundenen hohen Sättigungsgrad der Böden zu Beginn des Ereignisses sowie die relevanten Abflussprozesse im Osterzgebirge plausibel (vgl. Heller 2012).

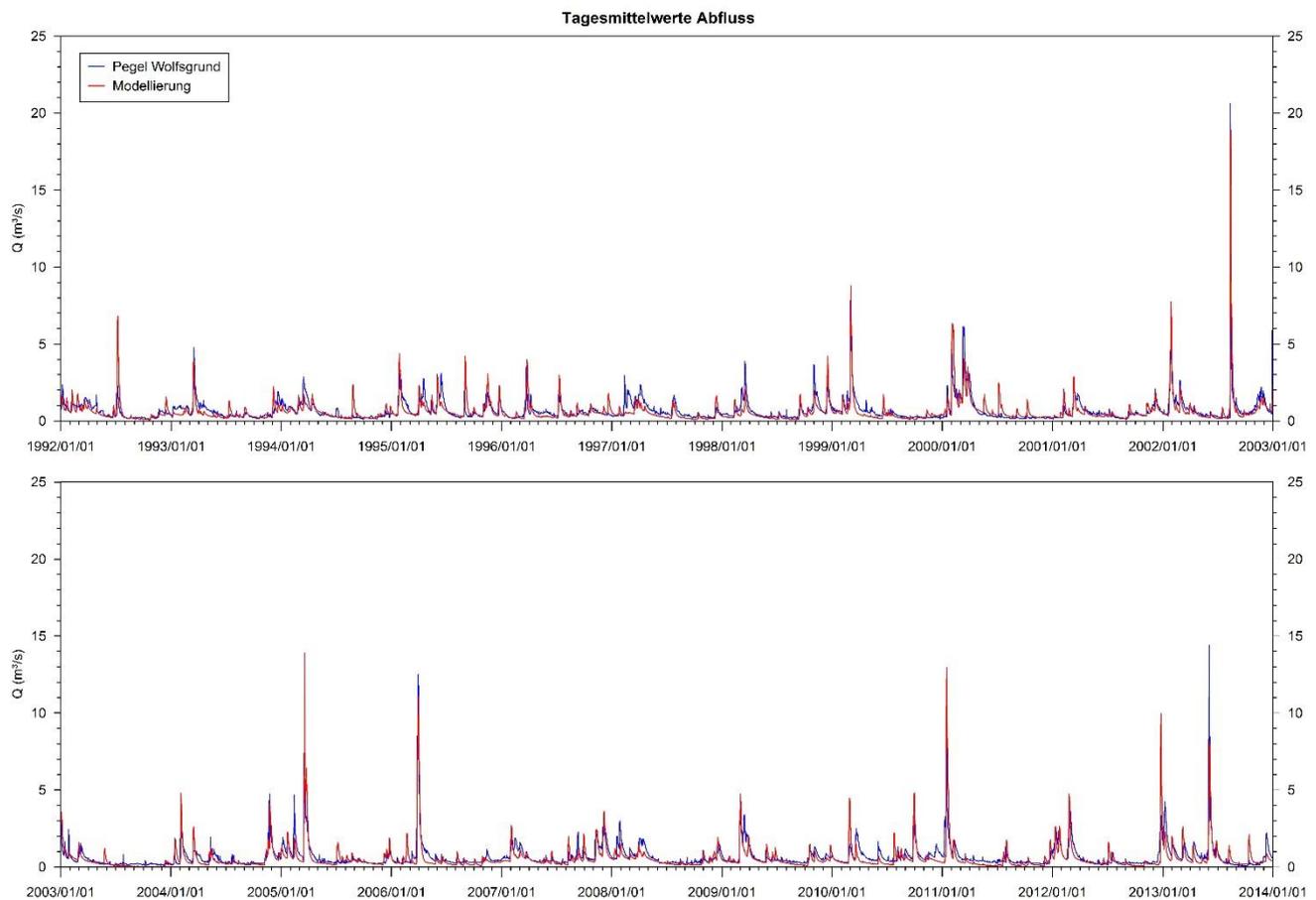


Abb. 1: Modellkalibrierung mit Durchflusswerten des Pegels Wolfsgrund/Chemnitzbach für den Zeitraum 1992 bis 2003. Pegeldata: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).

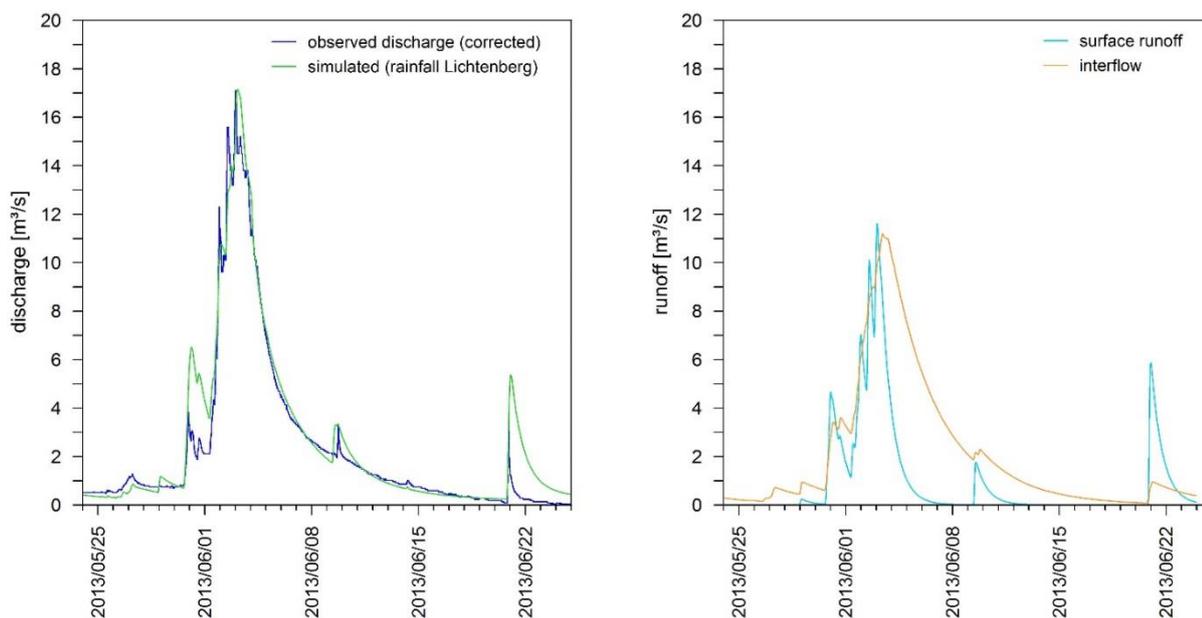


Abb. 2: Modellkalibrierung für das Hochwasser 2013 am Pegel Wolfsgrund/Chemnitzbach (links) und simulierte Anteile von Zwischen- und Oberflächenabfluss (ohne Gerinneretention). Pegel­daten: LfULG Sachsen.

Die Güte der Abflussganglinie bzw. die festgestellten Abweichungen werden dabei maßgeblich von der Frage bestimmt, inwieweit die räumliche Verteilung der Niederschläge im untersuchten Gebiet mit den verfügbaren Stationsdaten abgebildet werden kann. Abb. 3 zeigt drei Ganglinien, die mit identischen Eichfaktoren aber unterschiedlichen Niederschlagszeitreihen simuliert wurden. Diese Testläufe erfolgten nach Abschluss der Kalibrierung, d.h. zu einem Zeitpunkt, zu dem eine weitere Anpassung der Eichfaktoren zu keiner signifikanten Verbesserung der Modellgüte mehr führte. Verwendet wurden stündliche Niederschläge der Stationen Lichtenberg (ca. 7 km nordöstlich des Gebietsmittelpunktes) und Rauschenbach (ca. 8 km südöstlich). Die beste Abbildung der Pegelganglinie ergibt sich mit der Zeitreihe der Station Lichtenberg, während die Station Rauschenbach sowie eine Kombination aus beiden Stationen deutlich größere Abweichungen hervorrufen. Folglich können die Gebietsniederschläge im speziellen Fall des Hochwassers im Juni 2013 durch die Station Lichtenberg offenbar plausibler beschrieben werden, als mit der Station Rauschenbach oder einer Kombination. Dies veranschaulicht wiederum, dass eine größere Anzahl von Niederschlagsstationen in kleinen Einzugsgebieten wie dem Chemnitzbach nicht zwangsläufig zu besseren Kalibrierungsergebnissen führen muss. Letztendlich hängt die Frage, welche Station(en) die Gebietsniederschläge am besten widerspiegeln, sehr stark vom jeweiligen Ereignis ab (Zugbahn und Größe des Niederschlagsfeldes, räumliche Verteilung der Niederschläge usw.)

und lässt sich damit nicht verallgemeinern. Deutlich wird aber, wie wichtig eine bestmögliche Abbildung der Gebietsniederschläge in N-A Modellen ist.

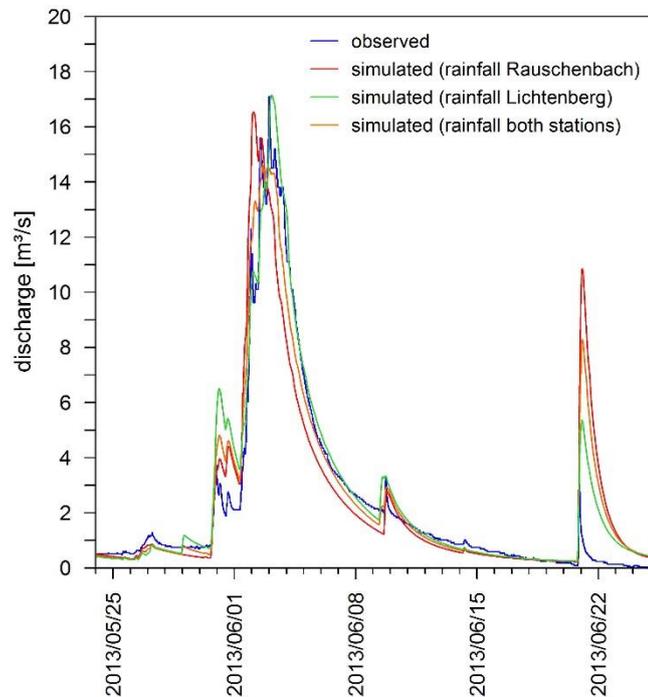


Abb. 3: Simulierte Ganglinien des Pegels Wolfsgrund/Chemnitzbach für das Hochwasser 2013 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Niederschlagszeitreihen. Pegeldata: LfULG Sachsen.

Betrachtet man das Hochwasser 2013 als Referenzereignis, zeigen sich in Bezug auf das Rückhaltepotential von KUP zwei wesentliche Aspekte. Zunächst ist festzustellen, dass sich mit steigendem Flächenanteil von Kurzumtriebsplantagen der Scheitelabfluss erwartungsgemäß verringert. Werden die Plantagen in Schritten von 1 km² zufällig über die Ackerflächen im Einzugsgebiet verteilt, ergibt sich mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,9997 ein linearer Zusammenhang zwischen Flächenanteil und Scheitelminderung, der bei ca. 0,1 m³/s pro Quadratkilometer umgewandelte Fläche liegt (Abb. 4).

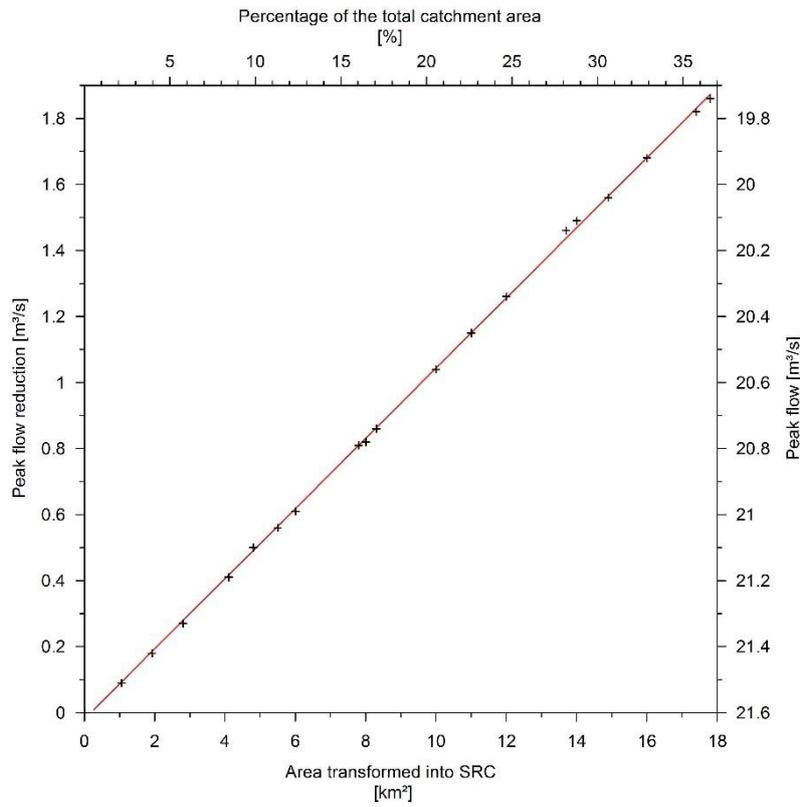


Abb. 4: Modellierter Zusammenhang zwischen Scheitelreduktion und Flächenanteil der Kurzumtriebsplantagen im Einzugsgebiet des Chemnitzbachs.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass trotz jeweils vorgeschaltetem Tageswertmodell zur Simulation der Vorfeuchte auf den jeweiligen Flächen die Transpiration unter- und damit die Vorfeuchte überschätzt wird, da v.a. die Transpiration in NASIM nur stark vereinfacht abgebildet werden kann. Hinzu kommt, dass nicht alle Ackerflächen im Einzugsgebiet des Chemnitzbachs ein für einen wirtschaftlichen Anbau von KUP ausreichendes Transpirationswasserdargebot aufweisen. Werden nur die nach Hartwich et al. (2015) ausgewiesenen Flächen mit einem wirtschaftlichen Anbau berücksichtigt (6,9 km²), ergibt sich eine Scheitelreduktion von etwa 3 %. Ein wesentlicher Unsicherheitsfaktor besteht dabei jedoch in der Parametrisierung der Böden im Modell. Wie Abbildung 5 veranschaulicht, wirken sich die aus der Lagerungsdichte abgeleiteten hydraulischen Parameter der Böden unter KUP (kf-Wert, Gesamtporenvolumen, Feldkapazität) sehr deutlich auf die Abflussganglinie aus. Je geringer die Lagerungsdichte ist und je höher die daraus abgeleiteten Parameter angesetzt werden, desto höher fällt die Infiltration aus. Mit steigender Infiltration nimmt der zu erwartende Hochwasserscheitel

folglich ab. Der niedrigste Scheitel errechnet sich, wenn Werte angenommen werden, die im Modell den Waldböden im Einzugsgebiet entsprechen.

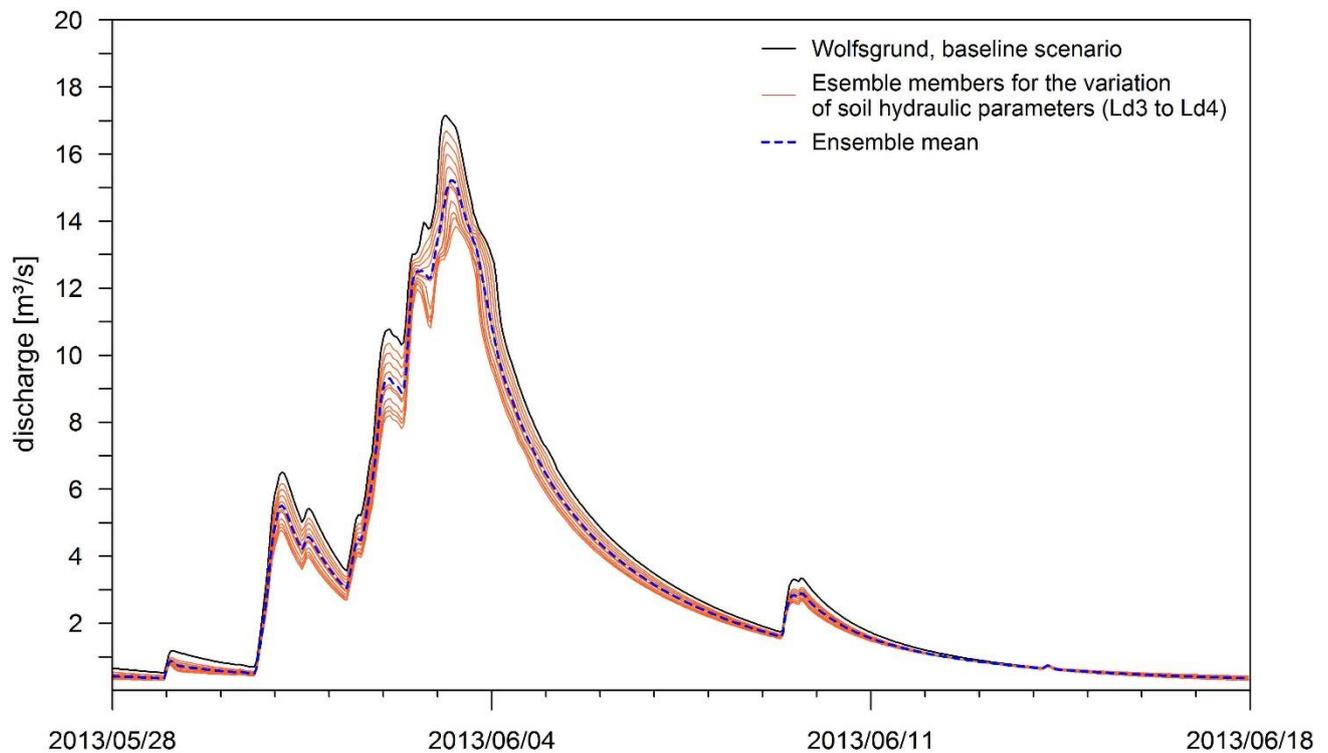


Abb. 5: Auswirkung der hydraulischen Eigenschaften der Böden unter KUP auf die Hochwasserganglinie im Juni 2013. Die hydraulischen Parameter (k_f -Wert, Gesamtporenvolumen, Feldkapazität) wurden in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte nach DVWK (1999) abgeleitet, wobei für Waldböden im Modell eine Lagerungsdichte Ld3, für Ackerböden Ld4 angenommen wurde. Ausgehend von zunächst identischen Eigenschaften der KUP-Böden mit Ackerböden wird das Ensemble durch eine schrittweise Erhöhung der Parameter um jeweils 10% bis zum Szenario „Waldboden“ gerechnet, wobei sich der Hochwasserscheitel entsprechend verringert.

Zusammenfassend kann also festgehalten werden, dass es sich bei KUP grundsätzlich um eine agrarische Landnutzungsform handelt, die den Hochwasserrückhalt fördert. Um diesen Effekt jedoch im Detail abschätzen zu können, ist eine genaue Kenntnis der Entwicklung der hydraulischen Eigenschaften der Böden unter KUP notwendig.

Literatur

- DVWK (1999): Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung. Teil II: Ableitungen zu Wasser- und Lufthaushalt von Böden. DVWK-Regel 136/1999: 1-41.
- Hartwich, J., Bölscher, J., Schulte, A., Schmidt, M., Pflugmacher, C., Murach, D. (2015): Das Transpirationswasserdargebot als steuernder Faktor für die Produktion von Energie aus Weiden in Kurzumtriebsplantagen – Abschätzung des Bioenergiepotentials für Deutschland. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 59(5): 217–226.
- Heller, K. (2012): Einfluss periglazialer Deckschichten auf die oberflächennahen Fließwege am Hang - eine Prozessstudie im Osterzgebirge, Sachsen. Dissertation an der Fakultät für Umweltwissenschaften der TU Dresden: 1-220.
- Wahren, A., Feger, K.-H., Schwärzel, K., Münch, A. (2009). Land-use effects on flood generation – considering soil hydraulic measurements in modelling. Advances in Geosciences 21: 99-107.

Hydrologische Modellierung und Schneedeckenmonitoring auf dem Zugspitzplatt

Michael Weber¹, Matthias Bernhardt², Ralf Ludwig¹

¹ *Department für Geographie, Ludwig-Maximilians-Universität München*

² *Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Universität für Bodenkultur Wien*

Zusammenfassung

Der in den Alpen generierte Abfluss trägt zum großen Teil zur Wasserversorgung der Vorländer bei. Gleichzeitig ist die Erforschung des alpinen Wasserkreislaufs aufgrund der Komplexität des Geländes und der sich über kürzeste Distanzen verändernden meteorologischen Verhältnisse mit großen Schwierigkeiten verbunden. Adäquate Modellansätze können helfen das Verständnis des Wasserkreislaufs in diesem komplexen Umfeld zu erhöhen. Bisherige Modellierungsergebnisse zeigen die Fähigkeit des *Cold Regions Hydrological Model (CRHM)* die Schneedeckendynamik im Einzugsgebiet des Partnachsprungs im Zugspitzmassiv zu simulieren. Um das Modellsetup weiter zu verbessern und die Dynamik sowie die Verteilung der abflusssteuernden Komponente Schnee zu untersuchen, wird die Schneedecke mit einem terrestrischen LIDAR erfasst. Eine auf Grundlage von LIDAR-Schneehöhenkarten durchgeführte Hauptkomponentenanalyse erlaubt die Identifizierung von Mustern in der Schneehöhenverteilung sowie Rückschlüsse auf steuernde Prozesse. So wird es möglich das Modellsetup dahingehend zu optimieren, dass die räumliche Diskretisierung des Modells dem Umfang und der Komplexität der im Modell abgebildeten Prozesse entspricht. Zusätzlich konnten durch die LIDAR Messungen detaillierte Informationen über die Abschmelzdynamik des Nördlichen Schneeferners erhoben werden.

1. Einleitung

Die Alpen werden aufgrund ihrer herausragenden Bedeutung im Wasserkreislauf oft als „Wassertürme“ bezeichnet (Viviroli et al. 2007; Liniger et al. 1998; Meybeck et al. 2001). Diese Aussage kann mit den Abflussverhältnissen des Rheins unterstrichen werden. Der Anteil der Schweiz am Einzugsgebiet des Rheins umfasst nur 23%, trägt aber im Mittel 50% zu seinem Gesamtabfluss bei (Liniger et al. 1998). Aufgrund des komplexen Terrains der Alpen und der daraus resultierenden kleinräumigen Unterschiede, stellen meteorologische und hydrologische Messungen eine große wissenschaftliche und logistische Herausforderung dar und sind häufig mit großen Fehlern behaftet. Die alpine Hydrologie wird deshalb auch als „blackest of black boxes in the hydrological cycle“ (Klemes 1990) bezeichnet. Eine Besonderheit der Hochgebirgshydrologie ist die

Entkopplung von Niederschlag und Abfluss durch die winterliche Schneedecke. Um fundierte Aussagen zum Wasserkreislauf im Hochgebirge treffen zu können, ist es daher unabdingbar, die Prozesse und Faktoren, die zur beobachteten Schneeverteilung führen zu identifizieren und zu verstehen. Im Untersuchungsgebiet, dem Forschungseinzugsgebiet Zugspitzplatt (Bernhardt et al. 2014), wird die Schneemächtigkeit zum einen kontinuierlich an automatischen meteorologischen Stationen und diskontinuierlich mit Hilfe eines terrestrischen LIDAR gemessen. Auf Basis der hochaufgelösten, flächenverteilten LIDAR Daten können Prozesse und Faktoren, die die Schneedeckenverteilung bestimmen, wie Windverteilung, Lawinen oder anthropogene Einflüsse, identifiziert werden. Die daraus gewonnenen Informationen können dann dazu genutzt werden um eine verbesserte räumliche Disaggregation des *Cold Regions Hydrological Model* (CRHM) zu erzielen, die dem Detailgrad der Prozessbeschreibung in den Modellroutinen entspricht.

2. Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet (EZG) des Partnachursprungs (1430m ü. NN) befindet sich in den Nördlichen Kalkalpen und ist Teil des Zugspitzgebiets. Mit 2962m ü.NN stellt die Zugspitze den höchsten Punkt des 11.4km² großen EZG dar. Bei einer Jahresdurchschnittstemperatur (1981-2010) von -4.5°C fallen auf der Zugspitze im Mittel 2080mm Niederschlag pro Jahr. Das EZG ist oberhalb von 2000m ü. NN, bis auf Pionierpflanzen und alpine Rasengesellschaften, frei von Vegetation. Aufgrund der Karstformen und der glazialen Überprägung weist die Oberfläche des Zugspitzplatts eine große Heterogenität auf. Die besondere geologische Situation führt dazu, dass das EZG allein über den Partnachursprung entwässert wird und somit als natürlicher Lysimeter angesehen werden kann. Dies und die hervorragende Ausstattung des EZG mit insgesamt sechs automatischen Wetterstationen sowie die gute Zugänglichkeit machen es zu einem idealen „Freilandlabor“ für hydrologische Studien. Weitere Details zum Untersuchungsgebiet finden sich in Weber et al. (2016) und Rappl et al. (2010).

3. Methoden

Die Modellierung des Wasserkreislaufs im EZG des Partnachursprungs erfolgt mit dem prozessbasierten Cold Regions Hydrological Model (CRHM) (Pomeroy et al. 2007). In CRHM wird das EZG mit Hydrological Response Units (HRUs) aufgelöst, Raumeinheiten, von denen angenommen wird, dass sie sich aufgrund ihrer naturräumlichen Ausstattung hydrologisch gleich verhalten. Die Aufteilung des EZG in HRUs folgte bisher den Vegetationsstufen und unter der Vorgabe, dass die Schneemesstationen bestmöglich repräsentiert sind um eine korrekte Modellvalidierung zu ermöglichen (Weber et al. 2016).

Neben den punktuellen Messungen der Schneehöhe erfolgt ein flächenverteiltes Monitoring der Schneehöhe mit einem terrestrischen LIDAR. Die Reichweite des LIDAR von >3km erlaubt die Erfassung und Kartierung der

Schneehöhe eines großen Teils des EZG. Auf Basis der Schneehöhenkarten wird eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt um Muster in der Schneehöhenverteilung und deren steuernde Prozesse zu identifizieren. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse dienen als Grundlage für eine HRU-Einteilung, die sich an den schneehydrologischen Prozessen orientiert.

Neben der Erfassung der Schneedecke wird das LIDAR auch eingesetzt um das Abschmelzen des Nördlichen Schneeferners zu dokumentieren.

4. Ergebnisse

Die Validierung des Modells anhand der im EZG gemessenen Schneehöhen bestätigt die Fähigkeit des Modells die Schneedeckendynamik auf stündlicher Basis zu simulieren (Abb. 5a). Die Werte werden an der Station des Bayerischen Lawinenwarndienstes (LWD, 2240m ü.NN) gemessen. Abb. 5b zeigt die gemessene und modellierte jährliche maximale Schneehöhe. Es ist eine Unterschätzung durch das Modell in fast allen Jahren zu erkennen, wohingegen die Schneedeckendauer (Abb. 5c) meist überschätzt wird (Weber et al. 2016). Ein Faktor, der zu den Modellfehlern führen kann ist die grobe räumliche Disaggregation des EZG.

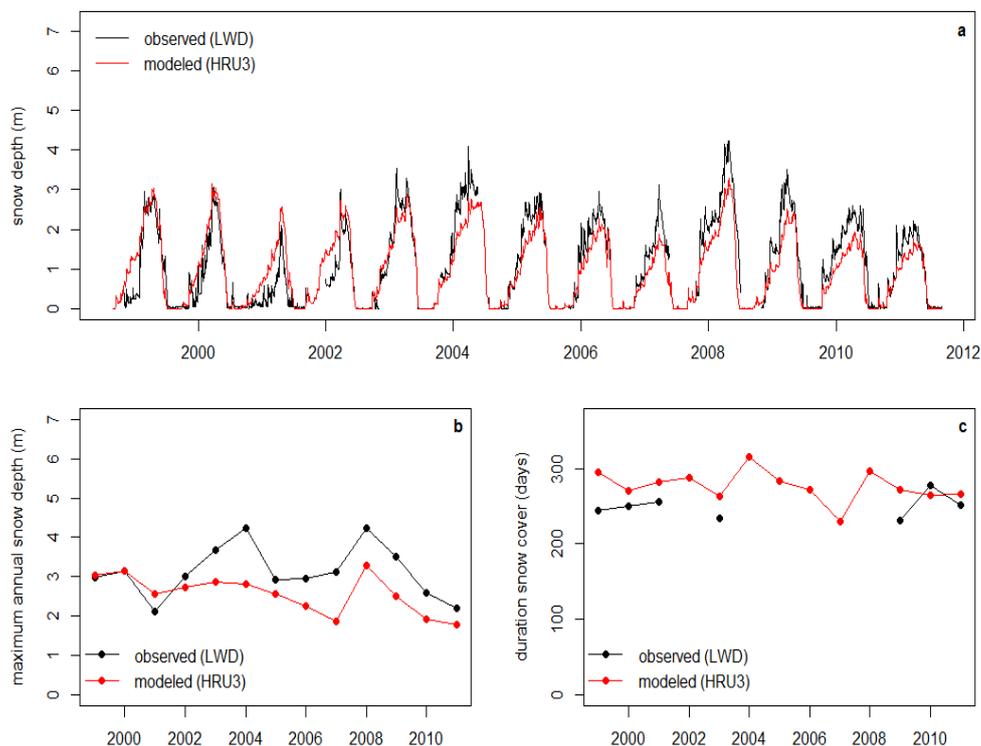


Abb. 5: Tägliche modellierte und gemessene Schneehöhe in HRU3(a). Jährliche maximale modellierte und gemessene Schneehöhe in HRU3 (b). Jährliche modellierte und gemessene Schneedeckendauer in HRU3 (c) (Weber et al. 2016).

Zwar wurden die HRUs so gewählt, dass sie die Situation an den Messstationen bestmöglich repräsentieren, doch sind aufgrund der Gliederung nach den Vegetationsstufen nicht alle Schneeprozesse, die zur Schneehöhenverteilung führen adäquat repräsentiert. Bisher nur unzureichend repräsentiert sind expositionsbedingte Unterschiede in der Ablation und der Winddrift sowie Lawinenumverteilung und Einflüsse durch Pistenraupen. Um dieses Problem zu lösen wurden die hochaufgelösten LIDAR-Schneehöhenkarten einer PCA unterzogen. Diese ermöglicht es Muster in der Schneehöhenverteilung sichtbar zu machen und auf die steuernden Prozesse wie Winddrift, Lawinen oder Pistenraupen zu schließen (Abb. 6). Dies durch visuelle Interpretation, die im weiteren Studienverlauf durch statistische Methoden ergänzt wird.

Die Auswertung der LIDAR Aufnahmen des Nördlichen Schneeferners vom Sommer 2014 und Sommer 2015 verdeutlichen dessen Ablation im Jahr 2015. Die Bereiche mit positiver Bilanz zeigen die Schneedepots, die durch Pistenraupen aufgeschüttet wurden.

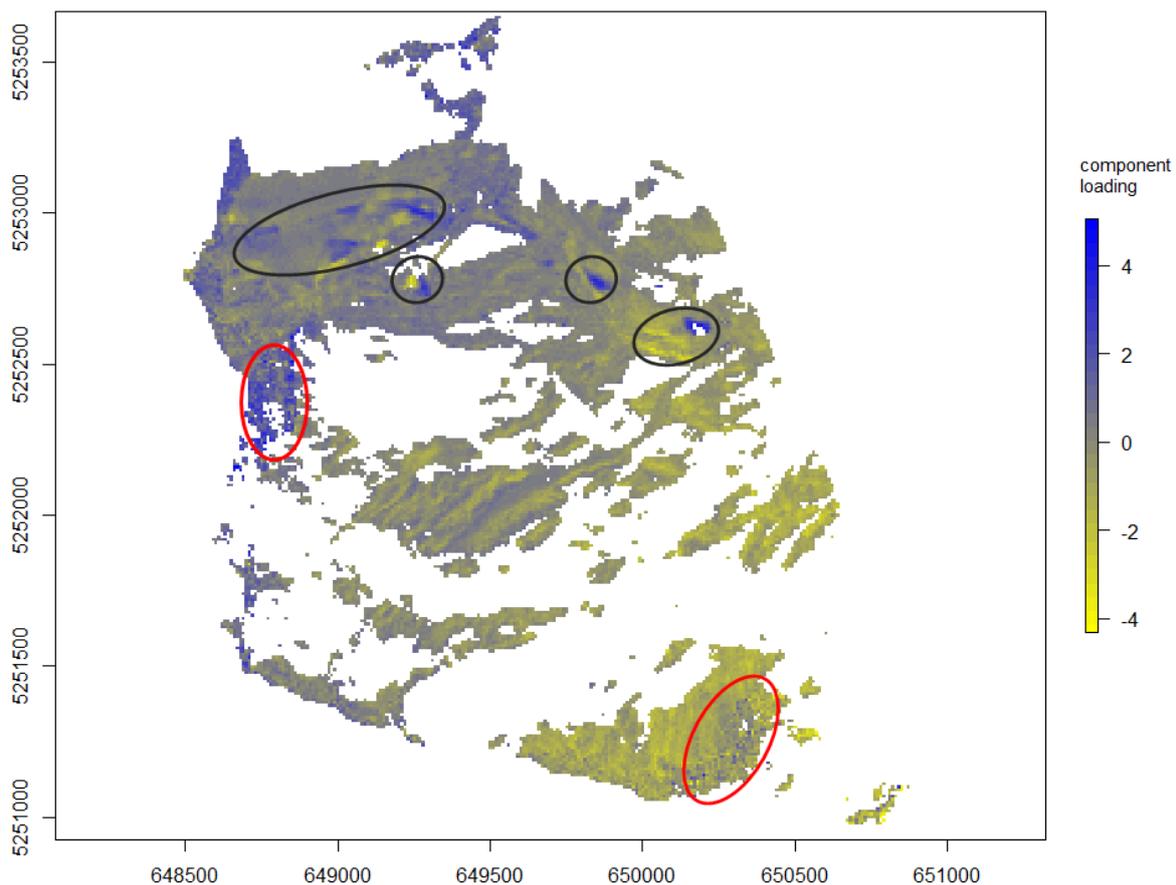


Abb. 6: 2. Hauptkomponente bei Schneeakkumulation. Weiße Bereiche wurden aufgrund von der abgeschätzten Lage nicht vom LIDAR erfasst. Schwarze Kreise markieren Schneeverschiebungen durch Pistenraupen, rote Kreise Lawinenbereiche.

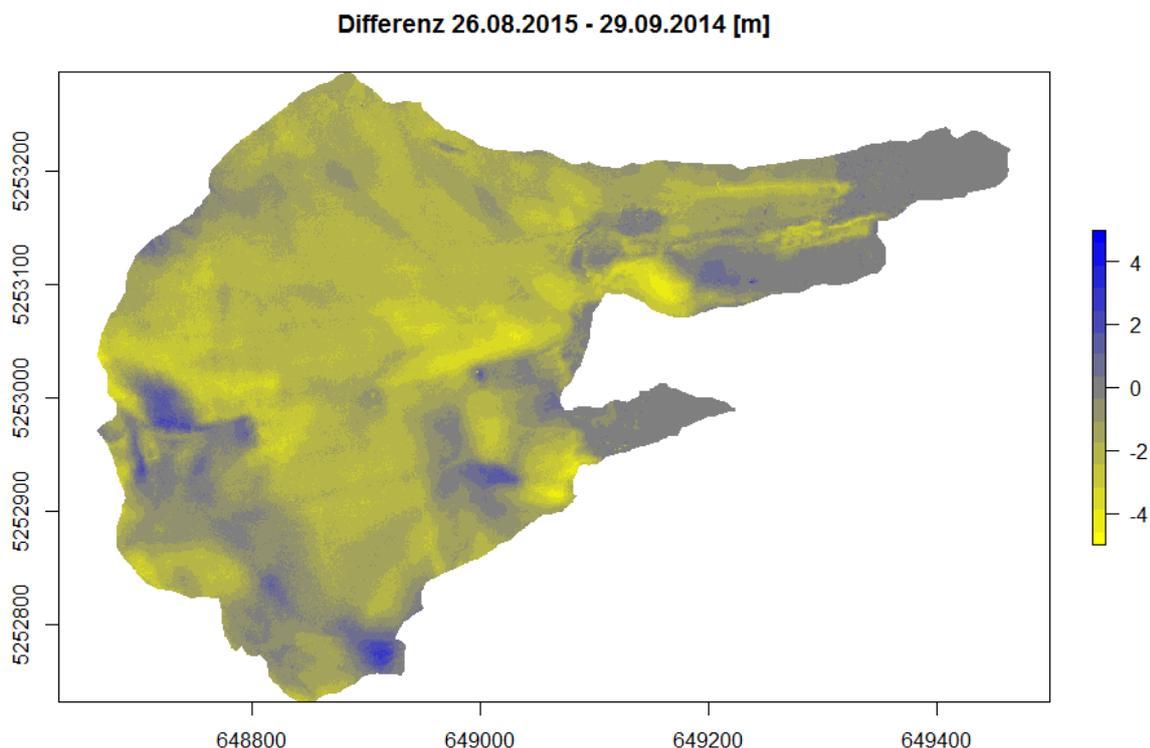


Abb. 7: Ablation des Nördlichen Schneeferners von 29.09.2014 bis 26.08.2015.

5. Ausblick

Die Ergebnisse der PCA auf Basis der flächenverteilten Schneehöhenkarten liefern wertvolle Erkenntnisse zur Schneehöhenverteilung im EZG und lassen Rückschlüsse auf die steuernden Prozesse zu. Dies stellt die Grundlage für eine detailliertere HRU-Definition im Hinblick auf anthropogene Einflüsse, laterale Transportprozesse und kleinräumige orographische Unterschiede dar. Somit lässt sich das Modell-Setup optimieren um eine bessere Repräsentation der genannten Prozesse zu gewährleisten.

6. Danksagung

Die Studie wurde mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz im Rahmen des Vorhabens Ausbau und Internationalisierung des Virtuellen Alpenobservatoriums (VAO-II) finanziert.

References

Bernhardt, M.; Härer, S.; Jacobeit, J.; Wetzel, K. F. a. Schulz, K. (2014): The Virtual Alpine Observatory - research focus Alpine hydrology. In: Hydrol Wasserbewirts 58, 241–243.

- Klemes, V. (1990): Foreword. Hydrology of Mountainous Areas. Proceedings of a Workshop; June 1988; Štrbské Pleso, Slovakia. Molnar, L. (ed.). IAHS Press.
- Liniger, H.; Weingartner, R. a. Grosjean, M. (1998): Mountains of the World: Water Towers for the 21st Century. Centre for Development and Environment (CDE), Institute of Geography, University of Berne.
- Meybeck, M.; Green, P. a. Vörösmarty, C. (2001): A New Typology for Mountains and Other Relief Classes. In: Mt. Res. Dev. 21, 34–45.
- Pomeroy, J. W.; Gray, D. M.; Brown, T.; Hedstrom, N. R.; Quinton, W. L.; Granger, R. J. a. Carey, S. K. (2007): The cold regions hydrological model: a platform for basing process representation and model structure on physical evidence. In: Hydrological Processes 21, 2650–2667.
- Rappl, A.; Wetzel, K.-F.; Büttner, G. a. Scholz, M. (2010): Tracerhydrologische Untersuchungen am Partnach-Ursprung. Dye tracer investigation at the Partnach Spring (German Alps). In: Hydrology and Water Resources Management 54, 220–230.
- Viviroli, D.; Dürr, H. H.; Messerli, B.; Meybeck, M. a. Weingartner, R. (2007): Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. In: Water Resources Research 43, 1–13.
- Weber, M.; Bernhardt, M.; Pomeroy, J. W.; Fang, X.; Härer, S. a. Schulz, K. (2016): Description of current and future snow processes in a small basin in the Bavarian Alps. In: Environmental Earth Sciences 75.

Mikroplastik in der Lahn - Untersuchung von Ufersedimentproben mittels Dichteseperation und Ramanmikrospektroskopie

Peter Chiffard, Nina Schäfer

Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie

1. Einleitung

Die weltweite Plastikproduktion ist von 1,7 Millionen Tonnen im Jahr 1950 auf 311 Millionen Tonnen im Jahr 2014 gestiegen (PLASTICEUROPE 2013; PLASTICEUROPE 2015). Aufgrund seiner physikalischen Eigenschaften ist Plastik sehr langlebig und nicht biologisch abbaubar. Plastikabfall, der in die Umwelt gelangt, verbleibt dort mehrere Hundert bis Tausend Jahre (BARNES et al. 2009). Gefahr geht hierbei nicht nur von großen Plastikstücken aus, an denen sich Tiere verletzen oder ersticken können (GREGORY 2009), sondern auch von kleinen Kunststoffpartikeln, deren Auswirkungen auf Organismen und Umwelt noch kaum erforscht sind (BROWNE et al. 2007). Alle Plastikpartikel kleiner als 5mm werden nach der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) als Mikroplastik definiert (WRIGHT et al. 2013). Dabei wird zwischen zwei Arten von Mikroplastik unterschieden. Primäres Mikroplastik wird direkt für Industrie und Kosmetikprodukte (NAPPER et al. 2015) hergestellt, während sekundäres Mikroplastik erst durch Verwitterung größerer Kunststoffprodukte in der Umwelt entsteht (COLE et al. 2011).

Mikroplastik kommt mittlerweile ubiquitär in der marinen Umwelt vor (WAGNER et al. 2014). Es wurde bereits im offenen Ozean (ERIKSEN et al. 2014), an Stränden von sechs Kontinenten (BROWNE et al. 2011), in Polarregionen (BARNES et al. 2009) und sogar in der Tiefsee (VAN CAUWENBERGHE et al. 2013) gefunden. In einer Langzeitstudie zu Plankton im nördlichen Atlantischen Ozean zwischen Großbritannien und Island konnte Mikroplastik seit den 1960er Jahren mit einem deutlichen Anstieg über die Zeit nachgewiesen werden (THOMPSON et al. 2004). Während es bereits zahlreiche Studien zu Mikroplastik in marinen Systemen gibt, ist die Forschung zu Mikroplastik in Frischwassersystemen noch sehr jung (WAGNER et al. 2014). Trotzdem konnten schon einige Studien zeigen, dass auch Gewässer auf dem Festland mit Mikroplastik belastet sind. Beispielsweise wurde Mikroplastik bereits in den Großen Seen zwischen Kanada und den USA (ERIKSEN et al. 2013; DRIEDGER et al. 2015), im Sankt-Lorenz-Strom (CASTAÑEDA et al. 2014), in den größten Seen der Schweiz (FAURE et al. 2015), im Gardasee in Italien (IMHOF et al. 2013) und in abgelegenen Gebieten der Mongolei (FREE et al. 2014) nachgewiesen. In Deutschland sind u.a. die Flüsse Rhein, Elbe, Mosel und Neckar betroffen

(WAGNER et al. 2014). KLEIN et al. (2015) zeigten, dass die Ufersedimente der Flüsse Rhein und Main mit einer Partikelanzahl von 228–3763 bzw. 786–1368 Partikeln pro Kilogramm Sediment eine ähnlich hohe Mikroplastikkonzentration aufweisen wie Sedimente in der marinen Umwelt.

Kunststoff gelangt vor allem durch unsachgemäße Entsorgung und unzureichendes Abfallmanagement in die Umwelt (BARNES et al. 2009). Eine wichtige Eintragsquelle für Mikroplastik in Frischwassersystemen sind urbane, industrielle und landwirtschaftliche Abwässer, da Kläranlagen nicht in der Lage sind Mikroplastik vollständig zurückzuhalten. Mikroplastik, das im Klärschlamm angereichert wird, gelangt durch Austragung des Klärschlammes auf landwirtschaftlich genutzte Felder ebenfalls in die Umwelt (MINTENIG et al. 2014; WAGNER et al. 2014). Laut der NORWEGIAN ENVIRONMENT AGENCY (2015) ist die größte Eintragsquelle für Mikroplastik der Reifenabrieb, welcher durch Regen ins Abwasser gespült wird. Sehr kleine Partikel können auch über die Atmosphäre verbreitet werden (RILLIG 2012). Ein allgemeiner Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und der Menge an vorkommendem Mikroplastik in der Umwelt ist anzunehmen (VAN CAUWENBERGHE et al. 2015), lässt sich bisher jedoch noch nicht eindeutig bestätigen, da Vorkommen und Transport auch von hydrodynamischen, geografischen, anthropogenen und meteorologischen Faktoren beeinflusst werden. Zusätzlich bestimmen die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Kunststoffpartikel das Transportverhalten (ROCHA-SANTOS & DUARTE 2015). KLEIN et al. (2015) zeigen, dass Flüsse als Transportsystem für Mikroplastik dienen und weisen darauf hin, dass auch kleinere Flüsse mit Mikroplastik belastet sein können, da Kläranlagen und Industrieanlagen nicht nur an großen Flüssen zu finden sind. Ob Flüsse die Haupteintragsquellen für Mikroplastik in Ozeanen sind, muss noch bewiesen werden (EERKES-MEDRANO et al. 2015), jedoch weisen schon einige Studien darauf hin, dass tatsächlich relevante Mengen an Mikroplastik über Flüsse in die Meere transportiert werden (CASTAÑEDA et al. 2014; LECHNER et al. 2014). LECHNER et al. (2014) ermittelten, dass täglich etwa 4,2t Plastik über die Donau ins Schwarze Meer eingetragen werden. Vor allem marine Tiefseesedimente können letztendlich als Hauptsenke für Mikroplastik in der Umwelt dienen (WOODALL et al. 2014), aber auch Fluss- und Seesedimente fungieren als temporäre Senken (IMHOF et al. 2013; KLEIN et al. 2015). Diese können dabei genauso hohe Mengen an Mikroplastik aufweisen wie marine Sedimente (CASTAÑEDA et al. 2014).

Die Auswirkungen von Mikroplastik auf die Umwelt sind noch unklar, jedoch lassen sich weitreichende negative Effekte vermuten (EERKES-MEDRANO et al. 2015). Eine Anreicherung von Mikroplastik in pelagischen oder benthischen Habitaten könnte sich auf die Lichtdurchlässigkeit auswirken oder die Sedimenteigenschaften verändern und damit biogeochemische Kreisläufe beeinflussen (EERKES-MEDRANO et al. 2015 nach ARTHUR & BAKER, 2011). Des Weiteren weist Mikroplastik ein hohes Bioakkumulationspotenzial auf und wird über die Nahrungskette bis in hohe Trophieebenen weitergereicht (BROWNE et al. 2007; THOMPSON et al. 2004; SETÄLÄ

et al. 2014; WRIGHT et al. 2013). Frischwasserorganismen sind davon genauso betroffen wie marine Organismen (IMHOF et al. 2013). Auswirkungen auf Menschen sind bisher kaum untersucht (EERKES-MEDRANO et al. 2015). Zusätzlich enthält Plastik verschiedene Additive wie Weichmacher und Flammschutzmittel, die die Eigenschaften des Produkts verbessern sollen, aber toxisch, kanzerogen oder endokrin auf Organismen wirken (LITHNER et al. 2011). Auch die Farbe, die zum Einfärben der Kunststoffe verwendet wird, enthält giftige Schwermetalle wie Blei, Kupfer und Cadmium (IMHOF et al. 2016). Darüber hinaus dienen Mikroplastikpartikel als Vektoren für Krankheitserreger oder andere Schadstoffe wie z.B. polychlorierte Biphenyle (PCB) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die sich an die Partikel binden und mit ihnen transportiert werden können (TEUTEN et al. 2009).

Obwohl die Untersuchungen zu Mikroplastik in Frischwassersystemen zunehmen, gibt es bis heute keine standardisierte Methode, weder zu Probennahme und –aufbereitung noch zur Analyse. Dadurch ist es schwierig verschiedene Studien miteinander zu vergleichen (ROCHA-SANTOS & DUARTE 2015; VAN CAUWENBERGHE et al. 2015). Zusätzlich sind die vorliegenden Daten zu Mikroplastik in Frischwassersystemen noch sehr lückenhaft, da in erster Linie große Seen und Flüsse untersucht wurden (WAGNER et al. 2014). Vor dem Hintergrund, dass Flüsse als wichtige Eintragsquelle für Mikroplastik in die Ozeane gelten, ist es jedoch unerlässlich die Transportpfade genauer bestimmen zu können. Des Weiteren würde ein Vorkommen in kleineren Gewässern bedeuten, dass auch hier die Habitate mit Schadstoffen aus den Plastikpartikeln belastet sind, die sich auf die Gesundheit der hier lebenden Organismen auswirken können. An dieser Stelle soll diese Arbeit anknüpfen und herausfinden, ob auch in kleineren Flüssen Mikroplastik vorkommt und inwiefern die Belastung von der Quelle bis zur Mündung eines Flusses zunimmt.

Als Untersuchungsobjekt dieser Arbeit dient die Lahn, ein Nebenfluss des Rheins. Folgende Thesen sollen hierbei überprüft werden: 1.) In den Ufersedimenten der Lahn befindet sich Mikroplastik. 2.) Die Mikroplastikkonzentration nimmt mit Verlauf des Flusses zu.

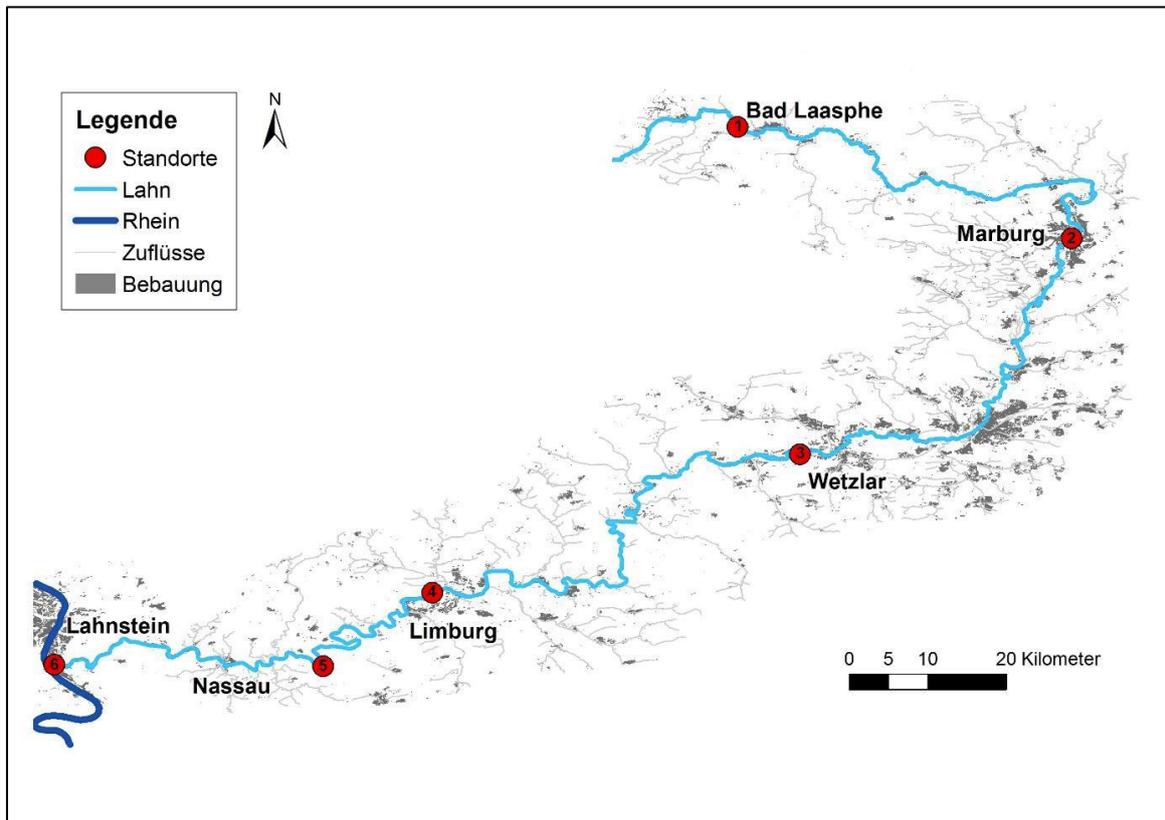
2. Methodik

Die in dieser Arbeit angewandte Methodik orientiert sich an der Studie von KLEIN et al. (2015), die Mikroplastik im Ufersediment der Flüsse Rhein und Main in Deutschland nachwies. Bei allen Arbeitsschritten wurde soweit möglich auf den Einsatz von Plastikprodukten sowie synthetischer Kleidung verzichtet und Gefäße stets gründlich ausgespült und mit Aluminiumfolie abgedeckt, um Verunreinigungen zu vermeiden.

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Lahn ist ein 242 km langer Nebenfluss des Rheins in Deutschland. Sie entspringt im Rothargebirge in Nordrhein Westfalen, fließt durch Hessen und Rheinland Pfalz und mündet schließlich in Lahnstein in den

Rhein. Ihr Einzugsgebiet umfasst ca. 6.000 km². Ihr mittlerer Abfluss in Lahnstein liegt bei 50m³/s. Die Lahn gehört zu den Bundeswasserstraßen und ist vom Badener Wehr bei Gießen bis zur Mündung in den Rhein schiffbar. Des Weiteren wird sie zur Gewinnung von Trink- und Brauchwasser, zur Energiegewinnung und für Erholung und Wassersport genutzt (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT KOBLENZ 2014).



Karte 1: Lage der Standorte entlang der Lahn. Eigene Darstellung. Datenquelle: OpenStreetMap 2016.

Die Standorte wurden so gewählt, dass sie unterschiedliche Abschnitte der Lahn von der Quelle bis zur Mündung repräsentieren. Dadurch soll ein möglicher Anstieg der Belastung im Verlauf des Flusses erkennbar werden. Die genauen Standorte wurden jedoch erst vor Ort ausgewählt (siehe Karte 1). Um Sedimentproben nehmen zu können, musste der Uferbereich gut zugänglich und nicht bewachsen sein.

2.1 Probennahme

Die Proben wurden vom 16. bis 18.09.2015 an sechs Standorten genommen (Abb. S1). Zunächst wurden an allen sechs Standorten mit Hilfe eines rostfreien Edelstahl-Löffels und Aluminiumschalen je drei bis vier Kilogramm nasses Sediment entnommen. Die Probennahme erfolgte zufällig von der Wasserlinie bis zu einem Abstand von etwa 50cm, bis in eine Tiefe von ca. 5cm, um durch den Fluss angespülte Partikel einzusammeln.

Da die Standorte sich teilweise deutlich in der Länge ihrer zugänglichen Uferbereiche unterschieden, war es nicht möglich eine einheitliche Probennahme zu gewährleisten.

	<p>Standortnummer: 1</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Bad Laasphe</p> <p>Koordinaten: 50.933272, 8.383089</p> <p>Beschreibung: Entlang einer Straße (B62), umgeben von Wiesen und Wald, steiniges Ufersediment</p> <p>Bemerkungen: Probe auf beiden Seiten der Lahn genommen, auf einer Länge von je ca. 3m</p>
	<p>Standortnummer: 2</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Marburg</p> <p>Koordinaten: 50.803860, 8.772661</p> <p>Beschreibung: In der Stadt, umgeben von Bäumen, viele Spaziergänger, Sportplatz, steiniges Ufersediment</p> <p>Bemerkungen: Probe auf beiden Seiten der Lahn genommen, auf einer Länge von je ca. 15m</p>
	<p>Standortnummer: 3</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Wetzlar</p> <p>Koordinaten: 50.555279, 8.453996</p> <p>Beschreibung: Kuhweide, landwirtschaftlich genutzte Felder, hoher organischer Anteil im Ufer-sediment</p> <p>Bemerkungen: Probe nur auf einer Seite der Lahn genommen, auf einer Länge von ca. 10m</p>

	<p>Standortnummer: 4</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Limburg</p> <p>Koordinaten: 50.393494, 8.038714</p> <p>Beschreibung: Wohnsiedlung und landwirtschaftlich genutzte Felder, steiniges Ufersediment</p> <p>Bemerkungen: Probe nur auf einer Seite der Lahn genommen, auf einer Länge von ca. 5m</p>
	<p>Standortnummer: 5</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Nassau</p> <p>Koordinaten: 50.312828 7.906437</p> <p>Beschreibung: Wald, Straße, von wenigen Spaziergängern genutzt, hoher organischer Anteil im Ufersediment</p> <p>Bemerkungen: Probe auf einer Seite der Lahn genommen, auf Länge von ca. 30m an vier Einzelstellen je ca. 1m Länge</p>
	<p>Standortnummer: 6</p> <p>Nächstgelegene Stadt: Lahnstein</p> <p>Koordinaten: 50.308340 7.598616</p> <p>Beschreibung: In der Stadt, Mündung in den Rhein, steiniges Ufersediment</p> <p>Bemerkungen: Probe nur auf einer Seite der Lahn</p>

Abb. S1: Übersicht und Informationen zu den Probennahmestellen.

2.3 Probenaufbereitung

Die Aufbereitung der Proben wurde im Geolabor des Fachbereichs Geographie an der Philipps-Universität Marburg mit Unterstützung von Frau Olga Schechtel durchgeführt. Zunächst wurden die Proben im Trockenschrank für 3 Tage bei 50°C getrocknet und anschließend gesiebt, um die Proben in Größenfraktionen (630-5000µm, 200-630µm, 63-200µm und <63µm) einzuteilen. Da sich die Probenaufbereitung und die Analyse als sehr zeitintensiv herausstellten, war es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich alle Fraktionen zu untersuchen.

Daher wurde nur die größte Fraktion 630-5000µm auf Mikroplastik untersucht. Die im Folgenden beschriebenen sind in der Abb.S7-S14 zusätzlich mit Bildern kommentiert.



Abb.S7: Vorbereitung für Dichteseperation. 200g Probe in 500ml gesättigter NaCl-Lösung.



Abb.S8: Dichteseperation mit Vakuumpumpe nach KLEIN ET AL. 2015.



Abb. S9: Filter nach Dichteseperation.



Abb. S10: Filter im Säurebad mit H_2O_2 und H_2SO_4 .



Abb. S11: Vakuum-Filtration nach Säurebad.



Abb. S12: Visuell aussortierte Partikel für Analyse.



Abb.S13: Das Raman-Mikrospektrometer im Fachbereich Chemie der Philipps-Universität Marburg.



Abb.S14: Gefundene Polyethylen-Partikel am Standort 3.

Abb. S7 bis S14: Bildliche Darstellung der einzelnen Arbeitsschritte.

Die Dichte-Separation wurde nach THOMPSON et al. (2004) mit einer gesättigten NaCl-Lösung ($1,2\text{g/cm}^3$) durchgeführt. Dazu wurden die Proben in Mengen von 200g mit 500ml NaCl-Lösung in Saugflaschen aus Glas gegeben, 15 Minuten gerührt und über Nacht stehen gelassen. Am nächsten Tag erfolgte die Filtration mit zusätzlicher Hilfe einer Vakuumpumpe, da dies die Gewinnung und Reproduzierbarkeit der Dichteseparation verbessert (KLEIN et al. 2015). Dabei wurden die schwimmenden Partikel durch einen Schlauch auf einen Glasfaserfilter (Whatman GF6) gezogen. Währenddessen wurde vorsichtig weitere NaCl-Lösung hinzugegeben, um den Wasserspiegel konstant zu halten. Dies wurde solange durchgeführt bis keine schwebenden Partikel mehr in der NaCl-Lösung sichtbar waren. Die gewonnenen Partikel wurden daraufhin mit einer Mischung (Volumenverhältnis 1:3) aus Wasserstoffperoxid (H_2O_2) (30%ige Lösung) und konzentrierter Schwefelsäure (H_2SO_4) behandelt. Nach der Reaktion über Nacht wurden die Filter gründlich mit destilliertem Wasser abgespült und die aufgefangenen Partikel nochmals vakuum-filtrierte und auf einem neuen Filter aufgefangen. Anschließend wurden die Filter im Exsikkator getrocknet und visuell mit einem Mikroskop (20fache Vergrößerung) nach möglichen Plastikpartikeln durchsucht. Diese wurden mit einer Pinzette für die Analyse aussortiert, mit Azeton und destilliertem Wasser gereinigt und nochmals im Exsikkator getrocknet.

2.4 Analyse

Um die aussortierten Partikel eindeutig als Mikroplastikpartikel zu identifizieren, muss der Polymertyp der Partikel bestimmt werden. Dies geschah am Fachbereich Chemie der Philipps-Universität Marburg unter Anleitung von Dr. Istemi Kuzu. KLEIN et al. (2015) analysierten die Plastikpartikel durch Fourier-Transform-Infrarotspektroskopie (FTIR). Die Analyse mittels FTIR führte jedoch, vermutlich aufgrund der geringen Größe und des

Verwitterungsfortschritts der Partikel, zu keinen Ergebnissen. Daher wurde die Raman-Mikrospektroskopie eingesetzt, welche ebenfalls sehr gut für die Identifikation von Mikroplastikpartikeln geeignet ist (IVLEVA & NIEßNER 2015). Verwendet wurde ein Ramanspektroskop „LabRAM HR 800“ der Firma „Jobin Yvon“ mit einer Laser-Linie von 632.832nm. Aufgrund des integrierten Mikroskops war es einfacher die kleinen Partikel zu untersuchen. Dafür wurden zunächst mit Hilfe von Plastikprodukten, deren Polymertyp bekannt ist, Referenzspektren erstellt. Die Raman-Spektren der gefundenen Partikel wurden daraufhin mit den Referenzspektren verglichen.

2.5 Daten

Die Spektren wurden mit der Software R (Version 3.3.1) ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Anzahl der Mikroplastikpartikel pro Kilogramm trockenes Sediment (Partikel/kg) sowie in Milligramm pro Kilogramm trockenes Sediment (mg/kg) angegeben.

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchung der Größenfraktion 630-5000µm beschrieben.

3.1 Partikelanzahl

Insgesamt konnten 16 Partikel eindeutig als Mikroplastik identifiziert werden. In Tabelle 1 ist die Menge an identifizierten Mikroplastikpartikeln pro Kilogramm trockenem Sediment angegeben.

3.2 Räumliche Verteilung

Wie in Tabelle 1 zu erkennen ist, wurde an vier von sechs Standorten Mikroplastik gefunden. An Standort 3 wurden mit insgesamt 9 Partikeln in 1,354kg Sediment die meisten Mikroplastikpartikel gefunden. An den Standorten 1 und 6 konnte dagegen kein Mikroplastik nachgewiesen werden.

3.3 Form

Aufgrund ihrer äußeren Erscheinung handelt es sich bei den gefundenen Mikroplastikpartikeln um Fragmente und eine Kugel. Andere typische Formen wie Fasern und Pellets wurden in der Größenfraktion 630–5000µm nicht gefunden.

Tabelle 1: Identifizierte Plastikpartikel der Fraktion 630-5000µm in Anzahl und Milligramm pro Kilogramm Sediment.

Standort	Gewicht der trockenen Sedimentproben in kg	Partikelanzahl gesamt	Gesamtgewicht der Partikel in mg	Partikel / kg trockenes Sediment	mg / kg trockenes Sediment
1	2,074	-	-	-	-
2	3,027	1	12,2	0,33	4,03
3	1,354	9	18,2	6,65	13,44
4	2,409	1	N.A.	0,42	N.A.
5	1,653	5	2,3	3,02	1,39
6	1,880	-	-	-	-

3.4 Polymertyp

12 Partikel konnten eindeutig dem Polymertypen Polyethylen (PE) zugeordnet werden, 4 Partikel bestanden aus Polypropylen (PP).

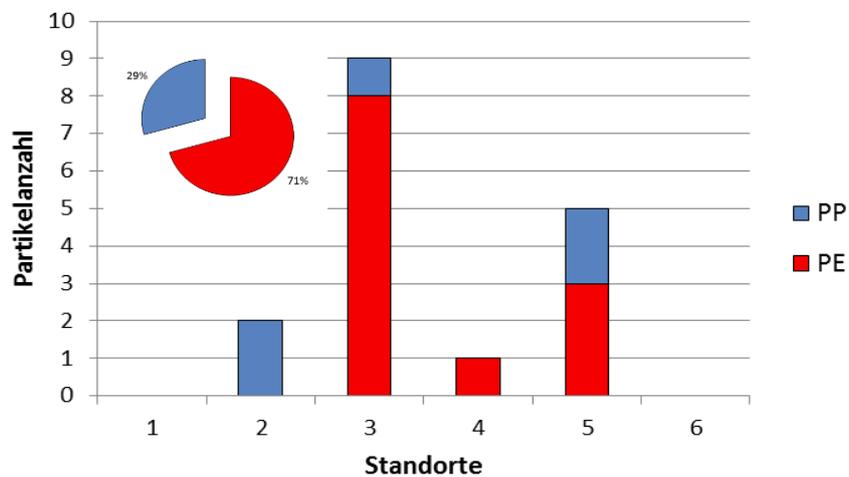


Abb.1: Gefundene Mikroplastikpartikel nach Polymertyp. Verteilung nach Standorten und prozentuale Anteile. Eigene Darstellung.

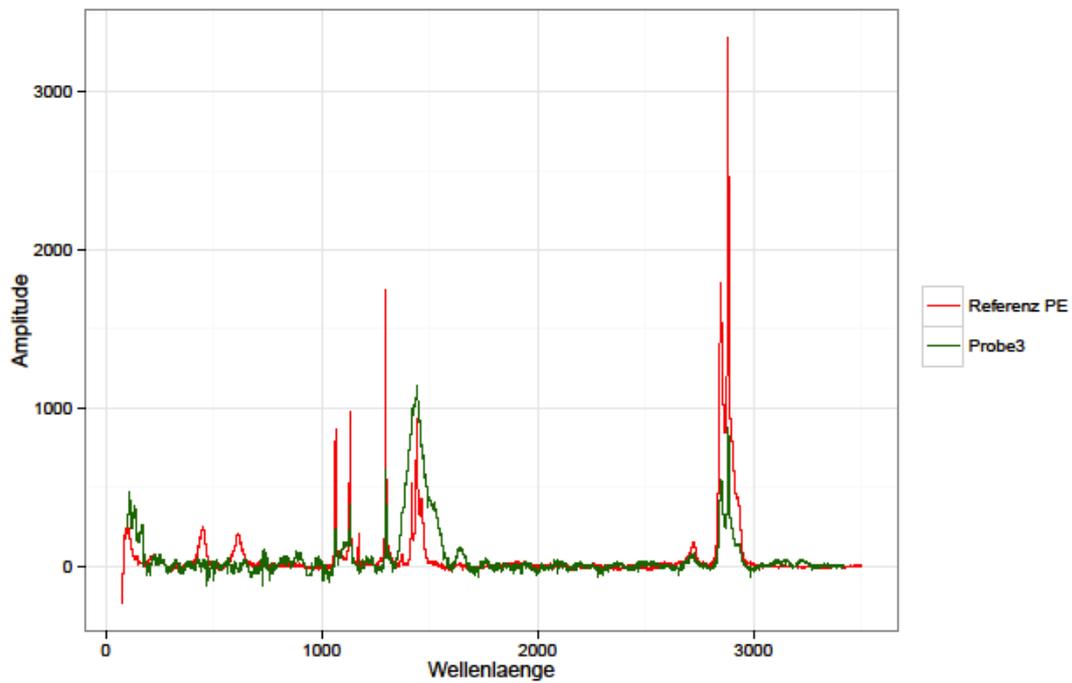


Abb. 2: Vergleich des Referenzspektrums für Polyethylen mit einem Polyethylen-Partikel aus der Probe. Eigene Darstellung.

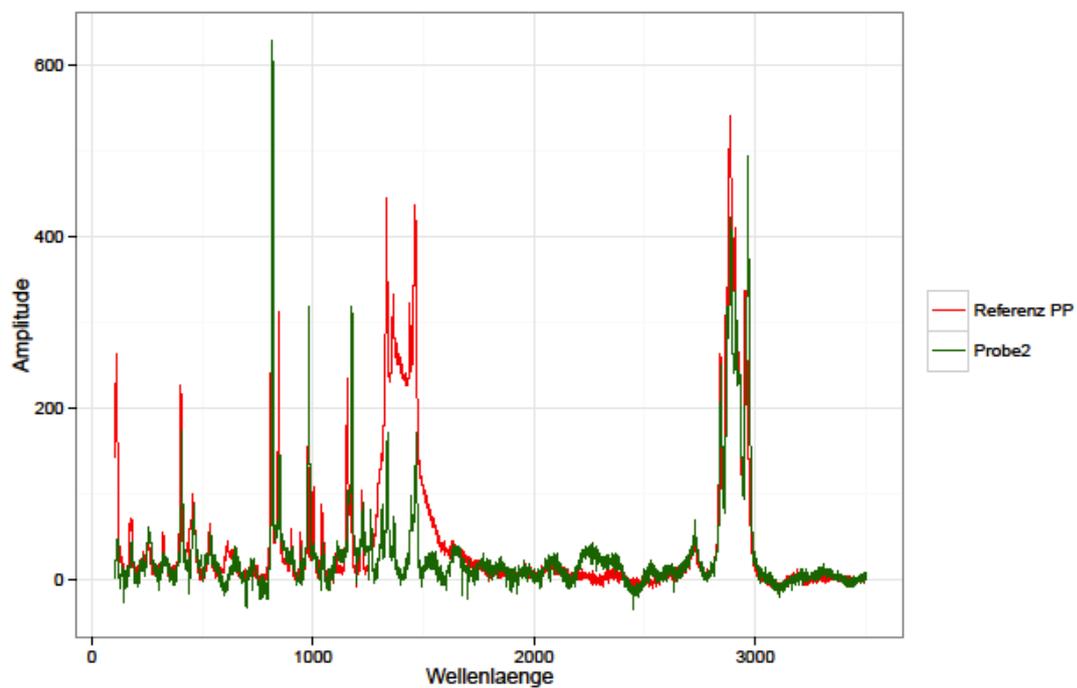


Abb.3: Vergleich des Referenzspektrums für Polypropylen mit einem Polypropylen-Partikel aus der Probe. Eigene Darstellung.

4 Diskussion

4.1 Partikelanzahl

Gründe für die geringe Anzahl an gefundenen Mikroplastikpartikeln lassen sich vor allem in der Untersuchungsmethode, aber auch in der ausgewählten Größenfraktion finden.

Bei der Untersuchung können Plastikpartikel übersehen worden sein. Beispielsweise konnten durch die Dichteseperation mit Natriumchlorid nur die Plastiktypen extrahiert werden, deren Dichte geringer ist als die Dichte der NaCl-Lösung (1,2g/cm³). Die Dichte der einzelnen Polymere ist der Tabelle 2 zu entnehmen

Tabelle 2: Anzahl der von KLEIN et al. (2015) im Rhein gefundenen Mikroplastikpartikel in Partikel/kg aufgeteilt nach Größenfraktionen sowie der Anteil der größten Fraktion in Prozent.

Standort	Größenfraktion			Gesamte Partikelanzahl	Anteil der Fraktion 630-5000µm an der gesamten Partikelanzahl (in%)
	63-200µm	200-630µm	630-5000µm		
R1	189	134	36	359	10,03
R2	564	192	126	881	14,30
R3	2448	923	393	3763	10,44
R4	433	122	66	620	10,65
R5	145	99	24	268	8,96
R6	129	78	16	228	7,02
R7	217	90	8	314	2,55
R8	258	159	37	455	8,13
					Ø 9,01

Polymere wie Polyvinylchlorid (PVC, 1,14-1,56 g/cm³) oder Polyethylenterephthalat (PET, 1,32-1,41 g/cm³) können mit dieser Methode nicht herausgefiltert werden (CLAESSENS et al. 2013; KLEIN et al. 2015). Diese machen jedoch 17,3% der europäischen Plastiknachfrage aus (PLASTICEUROPE 2015). Um dieses Problem zu umgehen, ist es möglich, bei der Dichteseperation eine Lösung mit höherer Dichte zu verwenden. Hierfür eignen sich zum Beispiel Zinkchlorid (1,6 g/cm³) oder Natriumiodid (1,6-1,7 g/cm³) (DRIS et al. 2015). Um die Dichteseperation zu verbessern, wurden bereits verschiedene Geräte entwickelt, wie z.B. der Munich Plastic Sediment Separator von IMHOF et al. (2012) oder der Schlämmapparat von CLAESSENS et al.(2013).

Eine weitere mögliche Fehlerquelle liegt bei der Verwendung der Säuren H₂O₂ und H₂SO₄. Diese können eventuell Polymere beschädigen (COLE et al. 2014; COLE et al. 2014 nach NUELLE et al. 2014), sodass diese nur sehr schwer unter dem Raman-Mikrospektrometer zu erkennen sind. Um dies zu vermeiden, eignet sich der

Einsatz verschiedener Enzyme, die organisches Material abbauen, ohne das Plastik dabei anzugreifen (COLE et al. 2014; IVLEVA, NIEßNER 2015; MINTENIG et al. 2014).

Zusätzlich kann es bei der visuellen Durchsichtung der Proben zu Fehleinschätzungen gekommen sein, sodass Mikroplastikpartikel übersehen wurden (HIDALGO-RUZ et al. 2012). Aber auch bei der Analyse mit dem Raman-Mikrospektrometer können Plastikpartikel nicht erkannt worden sein. Grund hierfür ist beispielsweise die hohe Hintergrundfluoreszenz, die es erschwert, bereits stark verwitterte Partikel zu identifizieren. Des Weiteren können Plastikpartikel aber auch unter dem Laser schmelzen, sodass diese nicht erkannt werden können (IVLEVA 2016).

Bei Betrachtung der Ergebnisse von KLEIN et al. (2015) fällt außerdem auf, dass die Größenfraktion 630-5000µm nur einen geringen Anteil des Mikroplastiks in den Ufersedimenten des Rheins und des Mains ausmachen, im Durchschnitt nur etwa 9% der Gesamtpartikelanzahl (Tabelle 3). Die kleineren Größenfraktionen machen dagegen den größten Anteil an Mikroplastik aus. Auch IMHOF et al. (2016) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass die Partikelanzahl mit abnehmender Größe zunimmt. Die in der Größenfraktion 630-5000µm gefundenen Mikroplastikpartikel repräsentieren vermutlich nur einen geringen Anteil des gesamten Mikroplastiks in der Lahn. Es ist anzunehmen, dass die Menge an Mikroplastikpartikeln kleiner 630µm die Anzahl der identifizierten Partikel in der Größenfraktion 630-5000µm bei Weitem übertrifft.

Tabelle 3: Dichte der unterschiedlichen Polymertypen in g/cm³. Daten von HIDALGO-RUZ et al.(2012).

Polymertyp	Dichte (g/cm ³)
Polyethylen	0,92-0,96
Polypropylen	0,90-0,91
Polystyrol	1,04-1,10
Polyamid (Nylon)	1,02-1,05
Polyester	1,24-2,30
Acryl	1,09-1,20
Polyoxymethylen	1,41-1,61
Polyvinylalkohol	1,19-1,31
Polyvinylchlorid	1,16-1,58
Polymethylmethacrylat	1,17-1,20
Polyethylenterephthalat	1,37-1,45
Alkyd	1,24-2,10
Polyurethan	1,20

4.2 Räumliche Verteilung

Entgegen der Erwartungen nimmt die Partikelanzahl nicht von Standort 1 bis Standort 6 zu. An den Standorten 1 und 6 konnten keine Partikel gefunden werden. Bei Standort 1 ist das Eintragspotenzial noch sehr gering, da dieser Abschnitt noch zum Oberlauf der Lahn gehört. An Standort 6 konnten trotz des hohen Eintragspotenzials durch die Lage am Abfluss des Einzugsgebiets der Lahn und der zentralen Lage in der Stadt ebenfalls keine Mikroplastikpartikel nachgewiesen werden.

Auffällig ist, dass die meisten Mikroplastikpartikel an Standorten mit einem hohen Anteil organischen Materials gefunden wurden. Dies begünstigt möglicherweise das Ansammeln von Plastikpartikeln, wogegen sie bei steinigem Uferbereichen besser abgetragen werden. Letztendlich lässt sich jedoch kein genaues Bild der räumlichen Verteilung beschreiben, da die Mikroplastikpartikel kleiner 630µm nicht untersucht werden konnten.

4.3 Form

Bei den identifizierten Mikroplastikpartikeln handelt es sich um Fragmente und damit um sekundäres Mikroplastik (IMHOF et al. 2013). Eingetragen werden Kunststofffragmente in erster Linie durch unsachgemäße Entsorgung von Plastikmüll in der Umwelt und die anschließend schnelle Verwitterung in den Flüssen (BREITBARTH & ARND 2015). Ein hoher Anteil an Fragmenten in der größten Fraktion deckt sich mit dem Ergebnis von KLEIN et al. (2015), bei denen Fragmente ebenfalls den größten Anteil (51%) der Partikel der Größenfraktion 630-5000µm ausmachen. Fasern und Kugeln wurden nicht gefunden, diese sind bei KLEIN et al. (2015) in den kleineren Fraktionen häufiger vertreten. Primäres Mikroplastik, wie es z.B. für Kosmetikprodukte hergestellt wird, wird meist direkt in kleineren Größen produziert (NAPPER et al. 2015) und ist daher in der untersuchten Größenfraktion nicht zu erwarten gewesen.

4.4 Polymertyp

Die identifizierten Mikroplastikpartikel sind vor allem dem Polymertyp Polyethylen (PE) zuzuordnen. Dies lässt sich dadurch erklären, dass PE (dazu gehören PE-HD, PE-MD, PE-LD, PE-LLD) mit 29,3% der am häufigsten verwendete Plastiktyp in Europa (PLASTICEUROPE 2015) ist. Des Weiteren besitzt PE eine geringe Dichte und konnte dadurch mit der angewandten Methodik gut erfasst werden. Zusätzlich wurden Partikel aus Polypropylen (PP) gefunden, welches ebenfalls eine geringe Dichte besitzt und für viele Produkte verwendet wird (PLASTICEUROPE 2015). Partikel aus PE und PP wurden bereits in vielen Studien nachgewiesen, was ihre weite Verbreitung in der Umwelt unterstreicht (HIDALGO-RUZ et al. 2012). Auch in den Studien von KLEIN et al. (2015) und IMHOF et al. (2013) machte PE einen beachtlichen Anteil an den gefundenen Plastiksarten aus.

Partikel aus Polystyrol, welche bei den Untersuchungen von BREITBARTH & ARND (2015) und KLEIN et al. (2015) einen großen Anteil ausmachen, wurde nicht gefunden.

5. Fazit

Obwohl nur die Größenfraktion 630-5000µm betrachtet wurde, zeigt diese Arbeit, dass auch kleinere Gewässer mit Mikroplastik belastet sein können. Aufgrund des gefundenen Mikroplastiks kann die erste These „In den Ufersedimenten der Lahn befindet sich Mikroplastik“ bestätigt werden. Eine genaue Abschätzung der Belastung in der Lahn ist aufgrund der nicht untersuchten kleineren Größenfraktionen zwar nicht möglich, jedoch ist davon auszugehen, dass einige Mikroplastikpartikel bei der Untersuchung nicht identifiziert werden konnten und dass größere Anteile des Mikroplastiks sich in den nicht untersuchten kleineren Größenfraktionen befinden (KLEIN ET AL 2015, IMHOF ET AL 2016).

Dadurch besteht auch in der Lahn das Risiko, dass Organismen Schadstoffen ausgesetzt sind, die aus dem Plastik stammen oder sich an den Plastikpartikeln ansammeln (LITHNER et al. 2011, TEUTEN et al. 2009). Auch eine Bioakkumulation sowie die Weitergabe der Partikel über die Nahrungskette (SETÄLÄ et al. 2014) in der Lahn sind nicht auszuschließen.

Die zweite These „Die Mikroplastikkonzentration nimmt mit Verlauf des Flusses zu“ kann nicht bestätigt werden, allerdings kann sie nicht eindeutig abgelehnt werden, da eine Untersuchung aller Größenfraktionen ein anderes Bild der räumlichen Verteilung liefern könnte. Auffällig ist jedoch, dass in Ufersedimenten mit viel organischem Material mehr Mikroplastik gefunden wurde, als in steinigen Ufersedimenten. Ob sich Mikroplastikpartikel generell stärker in Ufersedimenten mit viel organischem Material akkumulieren, sollte in zukünftigen Studien überprüft werden.

Zwar gab es insbesondere während der Probenaufbereitung viele Fehlerquellen, die das Ergebnis beeinflussen haben können, die gefundenen Mikroplastikpartikel sprechen jedoch dafür, dass die angewandte Methode geeignet ist, um Mikroplastik in Ufersedimenten nachzuweisen. Vor allem durch die angewandte Dichteseparation nach THOMPSON et al.(2004) ist diese Methode relativ einfach und günstig umsetzbar. Potenzial für nachfolgende Untersuchungen liegt besonders in der Analyse von Mikroplastikpartikeln in Größenfraktionen kleiner als 630µm, da diese in der Regel den größeren Anteil an Plastikpartikeln in Gewässern ausmachen (KLEIN ET AL 2015, IMHOF ET AL 2016).

Literaturverzeichnis

BARNES, D. K. A., GALGANI, F., THOMPSON, R. C., BARLAZ, M. (2009): Accumulation and Fragmentation of Plastic Debris in Global Environments. In: Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 364, Issue no. 1526, S. 1985–1998.

- BREITBARTH, M. & ARND, I. (2015): Mikroabfälle in deutschen Flüssen. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 8, Heft 7, S. 405–410.
- BROWNE, M., GALLOWAY, T., THOMPSON, R. (2007): Microplastic - an emerging contaminant of potential concern? In: Integrated Environmental Assessment and Management preprint, Heft 2007, S. 559–566.
- BROWNE, M. A., CRUMP, P., NIVEN, S. J., TEUTEN, E., TONKIN, A., GALLOWAY, T., THOMPSON, R. (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. In: Environmental science & technology 45, Issue no. 21, S. 9175–9179.
- CASTAÑEDA, R. A., AVLIJAS, S., SIMARD, M. A., RICCIARDI, A., SMITH, R. (2014): Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71, Heft 12, S. 1767–1771.
- CLAESSENS, M., VAN CAUWENBERGHE, L., VANDEGEHUCHTE, M. B., JANSSEN, C. R. (2013): New Techniques For the Detection of Microplastics in Sediments and Field Collected Organisms. In: Marine pollution bulletin 70, 1-2, S. 227–233.
- COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., GALLOWAY, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment. A review. In: Marine pollution bulletin 62, Heft 12, S. 2588–2597.
- COLE, M., WEBB, H., LINDEQUE, P. K., FILEMAN, E. S., HALSBAND, C., GALLOWAY, T. S. (2014): Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. In: Scientific Reports 4 : 4528.
- DRIEDGER, A. G., DÜRR, H. H., MITCHELL, K., VAN CAPPELLEN, P. (2015): Plastic debris in the Laurentian Great Lakes. A review. In: Journal of Great Lakes Research 41, Heft 1, S. 9–19.
- DRIS, R., IMHOF, H., SANCHEZ, W., GASPERI, J., GALGANI, F., TASSIN, B., LAFORSCH, C. (2015): Beyond the ocean. Contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. In: Environmental Chemistry 12, Heft 5, S. A-L.
- EERKES-MEDRANO, D., THOMPSON, R. C., ALDRIDGE, D. C. (2015): Microplastics in Freshwater Systems: a Review of the Emerging Threats, Identification of Knowledge Gaps and Prioritisation of Research Needs. In: Water research 75, S. 63–82.
- ERIKSEN, M., LEBRETON, L. C. M., CARSON, H. S., THIEL, M., MOORE, C., BORERRO, J. C., GALGANI, F., RYAN, P. G., REISSER, J. (2014): Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. In: PLOS One, S. 1–15.
- ERIKSEN, M., MASON, S., WILSON, S., BOX, C., ZELLERS, A., EDWARDS, W., FARLEY, H., AMATO, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. In: Marine pollution bulletin 77, 1-2, S. 177–182.

- FAURE, F., DEMARS, C., WIESER, O., KUNZ, M., ALENCASTRO, L. F. de (2015): Plastic pollution in Swiss surface waters. Nature and concentrations, interaction with pollutants. In: *Environmental Chemistry* 12, Heft 5, S. 582.
- FREE, C. M., JENSEN, O. P., MASON, S. A., ERIKSEN, M., WILLIAMSON, N. J., BOLDGIV, B. (2014): High-levels of Microplastic Pollution in a Large, Remote, Mountain Lake. In: *Marine pollution bulletin* 85, Issue no. 1, S. 156–163.
- GREGORY, M. R. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings--entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, Heft 1526, S. 2013–2025.
- HIDALGO-RUZ, V., GUTOW, L., THOMPSON, R. C., THIEL, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment. A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. In: *Environmental Science & Technology* 46, Heft 6, S. 3060–3075.
- IMHOF, H., SCHMID, J., NIEßNER, R., IVLEVA, N. P., LAFORSCH, C. (2012): A novel highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. In: *Limnology and Oceanography: Methods*, Heft 10, S. 524–537.
- IMHOF, H. K., IVLEVA, N. P., SCHMID, J., NIEßNER, R., LAFORSCH, C. (2013): Contamination of Beach Sediments of a Subalpine Lake With Microplastic Particles. In: *Current biology : CB* 23, Issue no. 19:R867-8.
- IMHOF, H. K., LAFORSCH, C., WIESHEU, A. C., SCHMID, J., ANGER, P. M., NIEßNER, R., IVLEVA, N. P. (2016): Pigments and plastic in limnetic ecosystems. A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. In: *Water research* 98, S. 64–74.
- IVLEVA, N. (2016): Schwierigkeiten bei der Identifikation von Plastikpartikeln bei der Ramanmikrospektroskopie. Persönliche Kommunikation am 21.06.2016. Berlin - European Conference on Plastics in Freshwatersystems.
- IVLEVA, N. & NIEßNER, R. (2015): Kunststoffpartikel im Süßwasser. In: *Nachrichten aus der Chemie* 63, S. 46–50.
- KLEIN, S., WORCH, E., KNEPPER, T. P. (2015): Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. In: *Environmental science & technology* 49, Issue no. 10, S. 6070–6076.
- LECHNER, A., KECKEIS, H., LUMESBERGER-LOISL, F., ZENS, B., KRUSCH, R., TRITTHART, M., GLAS, M., SCHLUDERMANN, E. (2014): The Danube so colourful. A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. In: *Environmental Pollution* 188, S. 177–181.

- LITHNER, D., LARSSON, A., DAVE, G. (2011): Environmental and Health Hazard Ranking and Assessment of Plastic Polymers Based on Chemical Composition. In: *The Science of the total environment* 409, Issue no. 18, S. 3309–3324.
- MINTENIG, S., INT-VEEN, I., LÖDER, M., GERDTS, G. (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie.
- NAPPER, I. E., BAKIR, A., ROWLAND, S. J., THOMPSON, R. C. (2015): Characterisation, Quantity and Sorptive Properties of Microplastics Extracted from Cosmetics. In: *Marine pollution bulletin* 99, 1-2, S. 178–185.
- NORWEGIAN ENVIRONMENT AGENCY (2015): Microplastics. <<http://www.environment.no/topics/waste/microplastics/>> (Stand: 2015, letzter Zugriff: 14.07.2016)
- PLASTICEUROPE (2013): *Plastics - the Facts 2013*. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Brüssel (BE).
- PLASTICEUROPE (2015): *Plastics - the Facts 2015*. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel (BE).
- RILLIG, M. C. (2012): Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? In: *Environmental Science & Technology* 46, Heft 12, S. 6453–6454.
- ROCHA-SANTOS, T. & DUARTE, A. C. (2015): A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 65, S. 47–53.
- SETÄLÄ, O., FLEMING-LEHTINEN, V., LEHTINIEMI, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. In: *Environmental Pollution* 185, S. 77–83.
- TEUTEN, E. L., SAQUING, J. M., KNAPPE, D. R. U., BARLAZ, M. A., JONSSON, S., BJÖRN, A., ROWLAND, S. J., THOMPSON, R. C., GALLOWAY, T. S., YAMASHITA, R., OCHI, D., WATANUKI, Y., MOORE, C., VIET, P. H., TANA, T. S., PRUDENTE, M., BOONYATUMANOND, R., ZAKARIA, M. P., AKKHAVONG, K., OGATA, Y., HIRAI, H., IWASA, S., MIZUKAWA, K., HAGINO, Y., IMAMURA, A., SAHA, M., TAKADA, H. (2009): Transport and Release of Chemicals from Plastics to the Environment and to Wildlife. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364, Issue no. 1526, S. 2027–2045.
- THOMPSON, R., OLSEN, Y., MITCHELL, R., DAVIS, A., ROWLAND, S., JOHN, A., MCGONIGLE, D., RUSSELL, A. (2004): Lost at Sea: Where Is All the Plastic? In: *Science*, Heft 304, S. 838.
- VAN CAUWENBERGHE, L., DEVRIESE, L., GALGANI, F., ROBBENS, J., JANSSEN, C. R. (2015): Microplastics in sediments. A review of techniques, occurrence and effects. In: *Marine Environmental Research* 111:5–17.
- VAN CAUWENBERGHE, L., VANREUSEL, A., MEES, J., JANSSEN, C. R. (2013): Microplastic pollution in deep-sea sediments. In: *Environmental Pollution* 182, S. 495–499.

- WAGNER, M., SCHERER, C., ALVAREZ-MUÑOZ, D., BRENNHOLT, N., BOURRAIN, X., BUCHINGER, S., FRIES, E., GROSBOIS, C., KLASMEIER, J., MARTI, T., RODRIGUEZ-MOZAZ, S., URBATZKA, R., VETHAAK, A. D., WINTHER-NIELSEN, M., REIFFERSCHIED, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems. What we know and what we need to know. In: Environmental Sciences Europe 26, Heft 1, S. 1–9.
- WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT KOBLENZ (2014): Wasserstraßen. Lahn <<http://www.wsa-koblenz.wsv.de/wasserstrassen/lahn/index.html>> (Stand: 2014, letzter Zugriff: 12.04.2016).
- WOODALL, L. C., SANCHEZ-VIDAL, A., CANALS, M., PATERSON, G. L. J., COPPOCK, R., SLEIGHT, V., CALAFAT, A., ROGERS, A. D., NARAYANASWAMY, B. E., THOMPSON, R. C. (2014): The deep sea is a major sink for microplastic debris. In: Royal Society Open Science 1, Heft 4, S. 140317.
- WRIGHT, S. L., THOMPSON, R. C., GALLOWAY, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms. A review. In: Environmental Pollution 178, S. 483–492.