



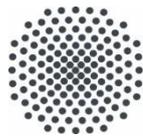
**Kontrollierte Grundwasseranreicherung (MAR):  
Ein Beitrag zur Lösung der Wasserprobleme in  
Lima, Peru**

*Titelbild: Río Lurín, Peru. Foto: C. D. León.*

---

# Kontrollierte Grundwasseranreicherung (MAR): Ein Beitrag zur Lösung der Wasserprobleme in Lima, Peru

Abschlussbericht des Projekts NEWA-LIMA „Neue Wasserressourcen und innovative Abwasserbehandlung für die aride Metropolregion am Beispiel Lima, Peru“, finanziert vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im Rahmen des Förderprogramms „Exportinitiative Umweltschutz (EXI)“



**Universität Stuttgart**



# NEWA-LIMA Bericht

---

## Editorial

---

### AUTOREN:

(in alphabetischer Reihenfolge):

Katharina Fesch, Michael Hügler, Christian D. León, Hiraida Perez, Stefan Stauder, Julian Xanke.

### DESIGN:

Alicia Minaya

### ZITIERVORSCHLAG:

Fesch, K., Hügler, M., León, C. D., Perez, H., Stauder, S., Xanke, J. (2025): Kontrollierte Grundwasseranreicherung (MAR): Ein Beitrag zur Lösung der Wasserprobleme in Lima, Peru. Abschlussbericht des Projekts NEWA-LIMA. Universität Stuttgart & TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser.

### PROJEKTWEBSITE:

<https://www.newalima.de>

Fotos: © Projektteam NEWA-LIMA (sofern nicht anders angegeben)

Stuttgart und Karlsruhe, März 2025

Das diesem Bericht zugrunde liegende Projekt wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz unter der Fördernummer 67EXI5042A-C finanziert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit  
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages



Projektpartner	Hauptbeiträge
<p><b>Universität Stuttgart, Zentrum für Interdisziplinäre Risiko- und Innovationsforschung (ZIRIUS)</b></p> <p>Ing. Christian D. León <i>unter Mitarbeit von Yvonne Zahumensky</i></p>	<p>Projektkoordination Einbindung der Stakeholder</p>
<p><b>TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser</b></p> <p>Dr. Stefan Stauder M.Sc. Katharina Fesch Dr. Michael Hügler Dr. Julian Xanke <i>unter Mitarbeit von Lydia Grabner und Michael Wenz</i></p>	<p>Konzept MAR Pilotanlage Monitoring und Wasseranalysen Hydrogeologisches Modell</p>
<p><b>Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA)</b></p> <p>Ing. Ralf Minke Ing. Peter Maurer M.Sc. Hiraida Perez <i>unter Mitarbeit von Tobias Greiner, Ivo Pfaffenberger, Eddi Rott und Miriam Strauss</i></p>	<p>Modellierung Tropfkörperanlage</p>
<p><b>Brentwood Europe GmbH</b></p> <p>Marina Rojas Roberto Cruz Madrid</p>	<p>Modellierung Tropfkörperanlage</p>

### Assoziierte Partner



**UNIVERSIDAD  
NACIONAL DE  
INGENIERÍA**

**MKB** MINAYA  
KNOWLEDGE  
BROKERAGE



Zweckverband  
Landeswasserversorgung

<b>Zusammenfassung</b>	<b>8</b>
<b>Executive Summary</b>	<b>9</b>
<b>1 Projektbeschreibung und Ziele</b>	<b>12</b>
<b>2 Managed Aquifer Recharge (MAR)</b>	<b>16</b>
2.1 Theorie	16
2.2 Internationale Standards	18
2.3 Weltweite Beispiele	20
2.3.1 Deutschland .....	20
2.3.2 Ica, Peru .....	22
2.3.3 Shafdan, Israel.....	24
2.3.4 San Luís Río Colorado, Mexiko.....	24
2.3.5 Atlantis, Südafrika .....	25
<b>3 Situation in Lima und im Einzugsgebiet des Río Lurín</b>	<b>28</b>
<b>4 Pilotanlage MAR Cieneguilla</b>	<b>34</b>
4.1 Analyse möglicher Wasserquellen	35
4.2 Anreicherungsverfahren	36
4.3 Entwurfsplanung	37
4.4 Standortwahl	38
4.5 Behördliche Genehmigungen	41
4.6 MAR Voruntersuchungen	41
4.6.1 Geoelektrische Vorerkundung am Standort.....	41
4.6.2 Bohrkerne (Bodenprofil) .....	43
4.7 Aufbau und Inbetriebnahme	45
4.8 Betrieb / Methodik	48
4.9 Analysen und Monitoring	50
<b>5 Untersuchungsergebnisse</b>	<b>54</b>
5.1 Beschaffenheit des Infiltrats (Kläranlagenablauf)	54
5.1.1 Chemisch-physikalische Parameter und anthropogene Spurenstoffe.....	54
5.1.2 Mikrobiologische Parameter (Bakterien, Viren und Parasiten).....	58
5.1.3 Fazit der Untersuchungen zur Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs .....	59
5.2 Phase 1: Inbetriebnahme	59
5.2.1 Ermittlung der Infiltrationsleistung .....	59
5.2.2 Hydraulische Überprüfung der Kontrollbrunnen.....	59
5.2.3 Grundwasserstands-Messungen und Grundwasserfließrichtung.....	61
5.2.4 Zeitlicher Verlauf der Wasserbeschaffenheit .....	62
5.2.5 Vertiefende Analysen .....	67
5.2.6 Fazit der Untersuchungen in der Inbetriebnahmephase .....	72
5.3 Phase 2: Kurzzeitversuche mit erhöhten Ex- und Infiltrationsraten	73
5.3.1 Erhöhte Grundwasserförderung/Exfiltration.....	73
5.3.2 Intensivierte Infiltration .....	75

5.3.3 Wasserbeschaffenheit bei intensivierter Infiltration .....	75
5.3.4 Fazit der Untersuchungen mit intensivierter Infiltration .....	78
5.4 Phase 3: Dauerbetrieb der Pilotanlage .....	79
5.4.1 Hydraulische Überwachung der Infiltration .....	79
5.4.2 Wasserbeschaffenheit anhand der vor-Ort-Messdaten.....	80
5.4.3 Auswirkungen einer längeren Unterbrechung der Infiltration .....	83
5.4.4 Reinigungsleistung der Bodenpassage .....	85
5.4.5 Ergänzende Auswertungen zum Einsatz von „Abwassertracern“ .....	90
5.4.6 Fazit der Untersuchungen mit kontinuierlicher Infiltration .....	91
5.5 Maßnahmen für die Stabilisierung der Infiltrationsraten .....	92
5.6 Grundwasser- bzw. Uferfiltratbeschaffenheit im Lurín-Tal .....	93
5.7 Wirkungsbezogene Analytik (WBA) .....	95
5.7.1 Methodik .....	95
5.7.2 Ergebnisse .....	96
5.8 Weitergehende Aufbereitung zur Spurenstoffentfernung .....	99
5.8.1 Umkehrosmose .....	100
5.8.2 Aktivkohle-Adsorption .....	102
<b>6 Rechtliche und soziale Aspekte der kontrollierten Grundwasseranreicherung</b> .....	<b>108</b>
6.1 Rechtlicher Rahmen in Peru .....	108
6.1.1 Gesetzliche Regelungen und Verordnungen .....	108
6.1.2 Institutionen und Zuständigkeiten .....	110
6.1.3 Genehmigungsprozess .....	111
6.2 Soziale Implikationen bei der Umsetzung von MAR-Projekten .....	112
6.2.1 Konzept zur Einbindung der lokalen Bevölkerung .....	112
6.2.2 Durchführung des Workshops in Lurín .....	113
6.2.3 Workshopergebnisse .....	116
<b>7 Großtechnische MAR-Anwendung im Lurín-Tal</b> .....	<b>120</b>
7.1 Grundwassermodell .....	120
7.1.1 Methodik .....	120
7.1.2 Simulationsergebnisse .....	122
7.2 Nutzung von gereinigtem Abwasser (Modellierung San Bartolo) .....	124
7.2.1 Input-Parameter und Wasserqualitäten .....	125
7.2.2 Methodik .....	126
7.2.3 Ergebnisse .....	126
7.3 Anforderungsprofil MAR .....	128
7.4 Vorschläge zur großtechnischen MAR-Realisierung .....	129
<b>8 Ergebniszusammenfassung und Empfehlungen</b> .....	<b>134</b>
Wesentliche Ergebnisse der MAR-Pilotierung .....	134
Versuche mit Umkehrosmose und Aktivkohlefiltration .....	136
Grundwassermodellierungen .....	137
Empfehlungen zur weiteren Vorgehensweise .....	137
<b>9 Literaturverzeichnis</b> .....	<b>140</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>143</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>144</b>

## Zusammenfassung

Lima zählt zu den trockensten Metropolregionen der Welt, so dass die Wasserversorgung der 10 Mio. Einwohner zzgl. Industrie sowie Gewerbe eine enorme Herausforderung darstellt und in den kommenden Jahren sehr große Investitionen erfordert. Die lokalen Flüsse führen nur während der Regenzeit in den Anden für wenige Monate im Jahr Wasser und die Grundwasserressourcen sind begrenzt. Das Forschungsprojekt NEWA-LIMA hatte zum Ziel, die kontrollierte Grundwasseranreicherung (MAR) als naturbasiertes und kostengünstiges Verfahren zur langfristigen Nutzung der Grundwasserressourcen aufzuzeigen und so einen Beitrag zur Lösung der Wasserprobleme in Lima zu leisten.

Der vorliegende Bericht stellt die im Projekt entwickelten Lösungsansätze und erzielten Ergebnisse vor. Nach umfassenden Voruntersuchungen wurde auf dem Gelände einer Kläranlage im Lurín-Tal eine MAR-Pilotanlage errichtet. Sie bestand aus drei Erdbecken zur Versickerung von gereinigtem Abwasser sowie mehreren Kontrollbrunnen und wurde in Zusammenarbeit mit dem Wasserver- und Abwasserentsorger von Lima (SEDAPAL) über die Dauer von 17 Monaten betrieben. Die Reinigungsleistung der Bodenpassage wurde dabei durch umfangreiche mikrobiologische und chemische Wasseranalytik erfasst, einschließlich anthropogener Spurenstoffe und der neuartigen „wirkungsbezogenen Analytik“ (WBA). Begleitende kleintechnische Untersuchungen mit Aktivkohleadsorption und Umkehrosmose bewerteten den Einsatz dieser weitergehenden Aufbereitungstechnologien. Zudem erfolgte eine Prüfung der rechtlichen Rahmenbedingungen und der sozialen Implikationen von MAR-Vorhaben in Peru. Die Erarbeitung eines lokalen Grundwassermodells sowie eines Konzepts für den Einsatz von Tropfkörpern in der Abwasserreinigung dienten dazu, konkrete Empfehlungen für eine großtechnische MAR-Anwendung im Lurín-Tal ableiten zu können.

Eine zentrale Erkenntnis der Untersuchungen ist die hohe Durchlässigkeit des Untergrundes im Lurín-Tal, die eine Infiltration großer Wassermengen auf vergleichsweise kleinen Versickerungsflächen ermöglicht. Als potenzielle Wasserquellen für MAR stehen in der Regenzeit „Überschusswasser“ des Río Lurín (ca. 50 Mio. m<sup>3</sup>/a) und ganzjährig Abwässer aus Kläranlagen (ca. 40 Mio. m<sup>3</sup>/a) zur Verfügung. Bzgl. der Wasserqualität ergaben die Analysen, dass die Bodenpassage der Pilotanlage, trotz hoher Fließgeschwindigkeit und kurzer Fließstrecke im Untergrund, Trübstoffe und Partikel praktisch vollständig zurückhielt und infolgedessen auch eine effiziente hygienisch-mikrobiologische Reinigung des Kläranlagenablaufs erfolgte. Chlorresistente Pathogene wie bspw. Parasiten-Dauerformen (Giardien, Cryptosporidien) wurden vollständig zurückgehalten. Mittels WBA gelang der Nachweis, dass im Kläranlagenablauf feststellbare geringe endokrine und neurotoxische Effekte durch die Bodenpassage minimiert wurden. Der Abbau anthropogener Spurenstoffe bei der kurzen Bodenpassage war erwartungsgemäß gering, wobei jedoch bereits im Infiltrat (Kläranlagenablauf) keine relevanten Konzentrationen der untersuchten „emerging contaminants“ vorlagen.

Das in Deutschland und anderen Regionen der Welt bewährte MAR-Verfahren bietet somit großes Potenzial, die Grundwasserressourcen in Lima zu sichern. Abschließend wurden im Rahmen von NEWA-LIMA deshalb Grobkonzepte für MAR-Anlagen an zwei Standorten im Lurín-Tal ausgearbeitet, Handlungsempfehlungen zur Steigerung der sozialen Akzeptanz in der lokalen Bevölkerung entwickelt und allgemein anwendbare Empfehlungen für die Umsetzung von MAR-Projekten abgeleitet.

## Executive Summary

Lima is among the driest metropolitan regions in the world, making the water supply for its 10 million inhabitants, as well as for industry and commerce, a significant challenge. This challenge is expected to require substantial investments in the coming years. The local rivers carry water only for a few months per year during the rainy season in the Andes, and groundwater resources are limited. The research project NEWA-LIMA aimed to demonstrate managed aquifer recharge (MAR) as a nature-based and cost-effective approach for the sustainable use of groundwater resources, thereby contributing to solving Lima's water-related challenges.

The present report outlines the solutions developed and the results achieved within the project. Following extensive preliminary investigations, a MAR pilot plant was constructed on the premises of a wastewater treatment plant in the Lurín Valley. This pilot plant comprised three infiltration basins for treated wastewater, as well as several monitoring wells, and was operated in collaboration with Lima's water supply and wastewater utility (SEDAPAL) for a duration of 17 months. The removal efficiency of the soil passage was assessed through comprehensive microbiological and chemical water analyses, including anthropogenic trace substances and the novel "effect-directed analysis" (EDA). Additionally, accompanying small-scale studies on activated carbon adsorption and reverse osmosis evaluated the applicability of these advanced treatment technologies. Furthermore, the project included an assessment of the legal framework and social implications of MAR initiatives in Peru. The development of a local groundwater model and a concept for the use of trickling filters in wastewater treatment served as a basis for deriving specific recommendations for large-scale MAR implementation in the Lurín Valley.

A key finding of the study is the high permeability of the soil in the Lurín Valley, which allows for the infiltration of large volumes of water on relatively small infiltration area. Potential water sources for MAR include "excess water" from the Río Lurín during the rainy season (approx. 50 million m<sup>3</sup> per year) and treated wastewater from treatment plants available year-round (approx. 40 million m<sup>3</sup> per year). Regarding water quality, analyses demonstrated that, despite the high flow velocity and short subsurface flow path, the pilot plant's infiltration process effectively retained turbidity and particles, resulting in efficient hygienic and microbiological purification of the treated wastewater effluent. Chlorine-resistant pathogens, such as parasitic cysts (e.g., Giardia and Cryptosporidium), were completely removed. Through EDA, it was further demonstrated that the minor endocrine and neurotoxic effects detected in the wastewater effluent were significantly reduced by soil passage. As expected, the degradation of anthropogenic trace substances was limited due to the short soil passage; however, no relevant concentrations of the analyzed "emerging contaminants" were detected in the infiltrate (treated wastewater effluent).

The MAR approach, which has been successfully implemented in Germany and other regions worldwide, thus presents significant potential for securing groundwater resources in Lima. Consequently, within the framework of NEWA-LIMA, preliminary designs for MAR facilities at two sites in the Lurín Valley were developed. Furthermore, recommendations were formulated to enhance social acceptance among the local population, and general guidelines for the implementation of MAR projects were derived.



**1. Projektbeschreibung und Ziele**



# 1 Projektbeschreibung und Ziele

Das vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im Rahmen der Exportinitiative Umweltschutz geförderte Forschungsprojekt „NEWA-LIMA: Neue Wasserressourcen und innovative Abwasserbehandlung für aride Metropolregionen am Beispiel von Lima, Peru“ untersuchte im Zeitraum 2022 bis 2024 die kontrollierte Grundwasseranreicherung (Managed Aquifer Recharge, MAR) an einem Use-Case in Lima/Peru. Ziel war es, eine naturbasierte und kostengünstige Methodik zur Bereitstellung von Brauch- und Trinkwasser zu erproben, mit der die lokalen Wasserressourcen nachhaltig gesichert werden können. MAR umfasst verschiedene Methoden, mit denen gezielt Oberflächenwasser, z. B. saisonal überschüssiges Flusswasser oder gereinigtes Abwasser, in einen Grundwasserspeicher eingebracht wird. Hierdurch können einerseits biologische Reinigungsprozesse bei der Bodenpassage genutzt und andererseits eine nachhaltige Entnahme von Grundwasser sichergestellt werden. MAR wird bereits seit Jahrzehnten an zahlreichen Standorten weltweit erfolgreich angewendet.

Zentraler Baustein des Projekts war die Errichtung und der Betrieb einer Pilotanlage zur kontrollierten Grundwasseranreicherung. Diese MAR-Pilotanlage wurde in Zusammenarbeit mit SEDAPAL (Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima) auf dem Gelände der von ihnen betriebenen Kläranlage „PTAR Cieneguilla“ im Lurín-Tal im Süden Limas errichtet und betrieben. Dieser Standort bot zum einen den Vorteil eines abgesicherten Geländes, zum anderen konnten die Infiltrationsversuche mit gereinigtem kommunalem Abwasser erfolgen, das im Gegensatz zu Flusswasser auch in der Trockenzeit (Mai bis Oktober) zur Verfügung steht. Im Einzelnen verfolgte das Projekt folgende Ziele:

- 1) Demonstration einer einfachen Abwasserwiederverwendung („re-use“)
- 2) Bewertung der Reinigungsleistung der Bodenpassage
- 3) Optimierung der Betriebsbedingungen bei der Infiltration
- 4) Bewertung von Optionen für eine Vor- bzw. Nachbehandlung
- 5) Erstellung eines hydrogeologischen Modells für das Lurín-Tal
- 6) Erarbeitung von Empfehlungen für großtechnische MAR-Anwendungen

Neben drei Infiltrationsbecken sowie einer zugehörigen Beschickungspumpe und den erforderlichen Leitungen/Kontrollarmaturen umfasste die Pilotanlage auch drei Kontrollbrunnen. Diese wurden im Zu- sowie nahen Abstrom der Becken errichtet und ermöglichten Messungen der Grundwasserstände sowie die Entnahme von Grundwasserproben zur Erfassung der mikrobiologischen und chemischen Veränderungen im Aquifer durch die Infiltration.

Ergänzend zur MAR-Pilotierung mit mittels Belebtschlammverfahren gereinigtem Abwasser wurden Modellierungen mit der Tropfkörpertechnik bei der Abwasserreinigung im Lurín-Tal durchgeführt. Hiermit sollte der Einsatz dieses kostengünstigen und betriebsstabilen Verfahrens in Peru, insbesondere mit dem Ziel einer Nutzung des gereinigten Abwassers für die Grundwasseranreicherung und die Bewässerung näher betrachtet und den Verantwortlichen bei SEDAPAL vorgestellt werden.

Parallel zu den Untersuchungen an der MAR-Pilotanlage fand ein intensiver Wissenstransfer und Dialog mit lokalen Akteuren statt, u. a. durch Schulungen zu den Themenbereichen Trink- und Abwasserreinigung und partizipativen Workshops. Dabei wurden neben der lokalen Wasserbehörde und Kommunalverwaltungen auch Vertreter der Zivilgesellschaft, Nichtregierungsorganisationen und Universitäten einbezogen. Zur Prüfung der gesetzlichen Regelungen für die Anwendung von MAR unter Nutzung von gereinigtem Abwasser wurde eine rechtliche Prüfung durch eine peruanische Anwaltskanzlei in Auftrag gegeben. Der wichtigste lokale Projektpartner war SEDAPAL, einer der größten Wasserver- und Abwasserentsorger Südamerikas, der das Projekt mit seinem technischen Know-how maßgeblich unterstützt hat.



## 2. Managed Aquifer Recharge (MAR)



## 2 Managed Aquifer Recharge (MAR)

### 2.1 Theorie

Als kontrollierte Grundwasseranreicherung (im Englischen Managed Aquifer Recharge, MAR) bezeichnet man die kontrollierte Anreicherung und Speicherung von Wasser im Aquifer zur späteren Extraktion bzw. Umweltnutzen (Dillon et al. 2010). Dies steht im Gegensatz zur ungewollten Grundwasseranreicherung, z. B. durch undichte Abwasserleitungen, und zur unkontrollierten Grundwasseranreicherung, z. B. durch bewusste Ableitung von Abwasserströmen (Dillon et al. 2010).

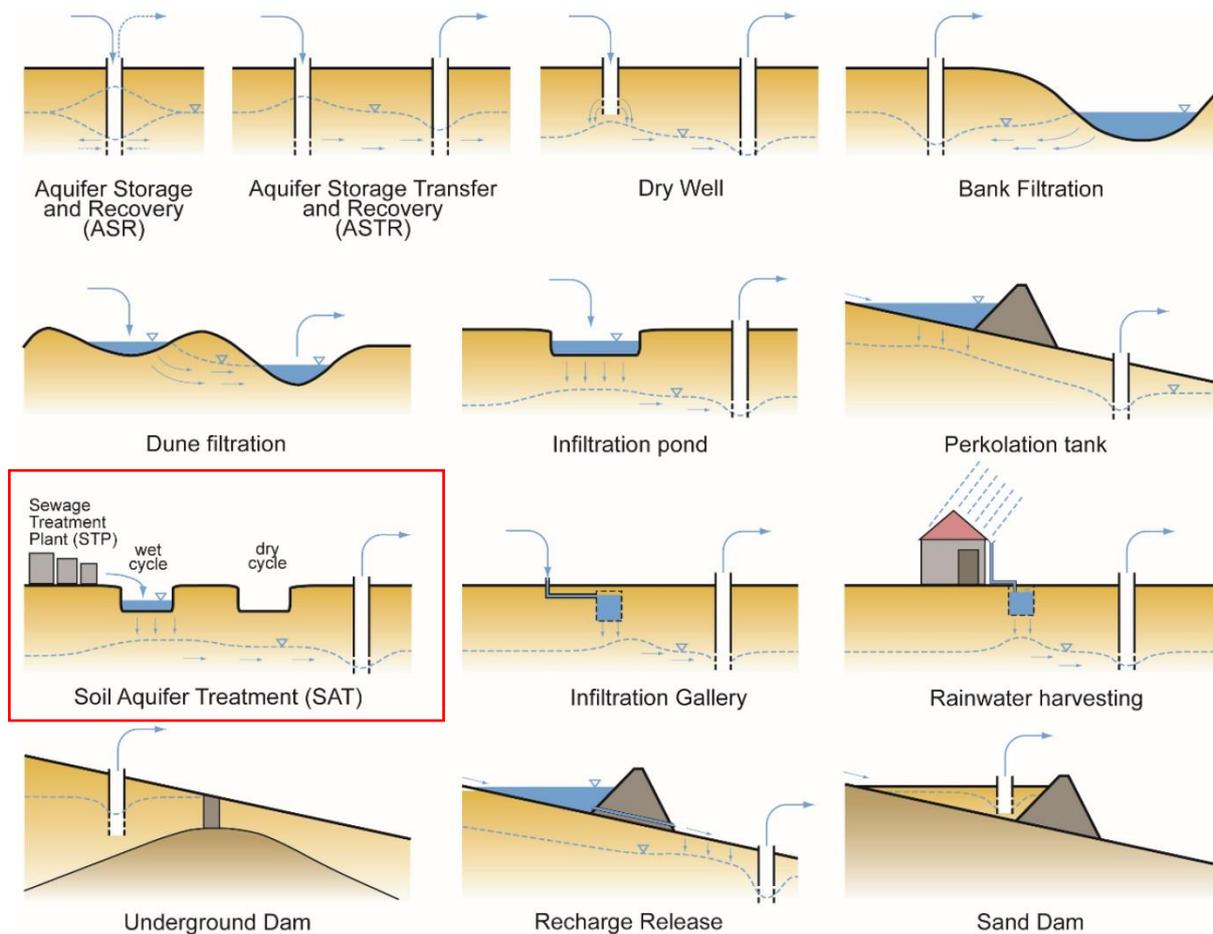
MAR zählt zu den Nature-Based Solutions und je nach Anwendungsfall können dabei unterschiedliche **spezifische Ziele** verfolgt werden (Bouwer 2002, 2000; Dillon et al. 2010; Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma und Kennedy 2017; BMI 1985):

- Langfristige Maßnahme gegen sinkende Grundwasserspiegel durch Erhöhung der Grundwassermengen, wodurch ein Überbrücken von Trockenperioden und damit eine erhöhte Resilienz gegen Dürren und Klimawandel möglich wird
- Barriere gegen Intrusion von Meerwasser
- Speicherung von Wasser im Untergrund und ggf. Entnahme des Wassers in Bedarfs- oder Notsituationen. Gegenüber der oberflächigen Speicherung in Reservoirs / Dämmen hat dies den Vorteil, dass es zu weniger Evapotranspiration des gespeicherten Wassers kommt, Algenwachstum verhindert wird und keine teure Infrastruktur notwendig ist.
- Effektive Reinigung des infiltrierten Wassers. Indem der Boden als Filter genutzt wird, wird die Wasserqualität verbessert und es besteht quasi ein zusätzlicher Aufbereitungsschritt, mit dem große Wassermengen behandelt werden können.
- Verbesserung der Wasserqualität des Aquifers, beispielsweise bei einem Aquifer mit hohen Nitrat- oder Chloridkonzentrationen

In Abhängigkeit von der Verfügbarkeit, den jeweiligen Wasserqualitäten und der Art der Wiederverwendung werden typischerweise Oberflächenwasser, Regenwasser (teils in Reservoirs gespeichert), Flusswasser oder gereinigtes Abwasser als **Wasserquellen** für die Infiltration genutzt (Dillon et al. 2009).

Das so wiedergewonnenen Wasser (Exfiltrat) kann als Trinkwasser, Industrierwasser, zur Bewässerung, für die Toilettenspülung oder die Stützung nachhaltiger Ökosysteme Verwendung finden (Dillon et al. 2009).

Es besteht eine Vielzahl an möglichen **Infiltrationsmethoden**, bei denen sowohl die Art der Infiltration als auch die Wiedergewinnung des Wassers (Exfiltrat) variieren. **Abbildung 1** gibt einen Überblick über die häufigsten Infiltrationsmethoden.



**Abbildung 1:** MAR Infiltrationstechnologien bzw. Subkategorien (Quelle: Xanke 2017, abgeändert nach Dillon 2005)

Im vorliegenden Projekt wird die Infiltrationstechnologie „**Soil Aquifer Treatment**“ (SAT) angewandt, bei der gereinigtes Abwasser über Infiltrationsbecken versickert wird (siehe roter Kasten in **Abbildung 1**). Während der Bodenpassage durch die ungesättigte Bodenzone wird die Entfernung von Nährstoffen und Pathogenen ermöglicht; im Anschluss erfolgt die Entnahme des Wassers über Brunnen (Dillon 2005). Bouwer (2002) attestiert dieser Infiltrationsmethode eine vollständige Entfernung von Schwebstoffen und Mikroorganismen sowie eine Reduktion von Nitrat, DOC, Phosphat und Metallen. Sharma und Kennedy (2017) beschreiben Filtration, Bioabbau und Adsorption als Hauptreinigungsmechanismen bei SAT und geben einen Überblick zu typischen Entfernraten üblicher Störstoffe mittels SAT. Dillon et al. (2009) beschreiben die Reinigungswirkung ähnlich zu der eines Sandfilters: Kolloide werden abfiltriert, Pathogene und Bakterien entfernt (Desinfektionseffekt) und es erfolgt teilweise der Abbau von organischen Spurenstoffen.

Eine **Herausforderung** bei der Anwendung der kontrollierten Grundwasseranreicherung stellt das sogenannte Clogging (auch Kolmatation genannt) dar. Dabei handelt es sich um die Ansammlung von Schwebstoffen an der Infiltrationsoberfläche, was zu reduzierten Infiltrationsraten führt (Bouwer 2000). Clogging ist insbesondere bei Injektionsbrunnen und Infiltrationsbecken ein Thema (Dillon et al. 2022).

Typische Gründe für das Auftreten von Clogging sind u. a. (Bouwer 2002; Dillon et al. 2022):

- Physikalisch: Ablagerung und Ansammlung von Schwebstoffen wie Sediment, Algen und Schlamm
- Biologisch: Ablagerungen von Algen- oder Bakterienflocken oder Ausbildung von Biofilmen
- Chemisch: Ausfällungen von Kalk oder anderer Salze sowie von Eisen- oder Manganhydroxiden

Zur Minimierung der Clogging-Effekte empfiehlt Bouwer (2002) eine angepasste Voraufbereitung zur Entfernung der oben genannten Störstoffe. Darüber hinaus wird für Infiltrationsbecken die Anwendung von Trocknungsintervallen und darauffolgender mechanischen Entfernung der obersten Schicht empfohlen.

Weitere Herausforderungen können die Mobilisierung von Mangan aus dem Sediment durch MAR (Dillon et al. 2022), standortbezogene Anforderungen in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Bedingungen (Sharma und Kennedy 2017) sowie je nach Infiltrationsmethode und -raten teilweise hoher Flächenbedarf sein.

## 2.2 Internationale Standards

Weltweit existieren bereits einige Ländern, die Standards oder Leitfäden für die Anwendung von MAR entwickelt haben, teilweise explizit für MAR mit gereinigtem Abwasser. **Tabelle 1** gibt einen Überblick zu Beispielen aus anderen Ländern, es handelt sich jedoch um keine vollumfängliche Darstellung.

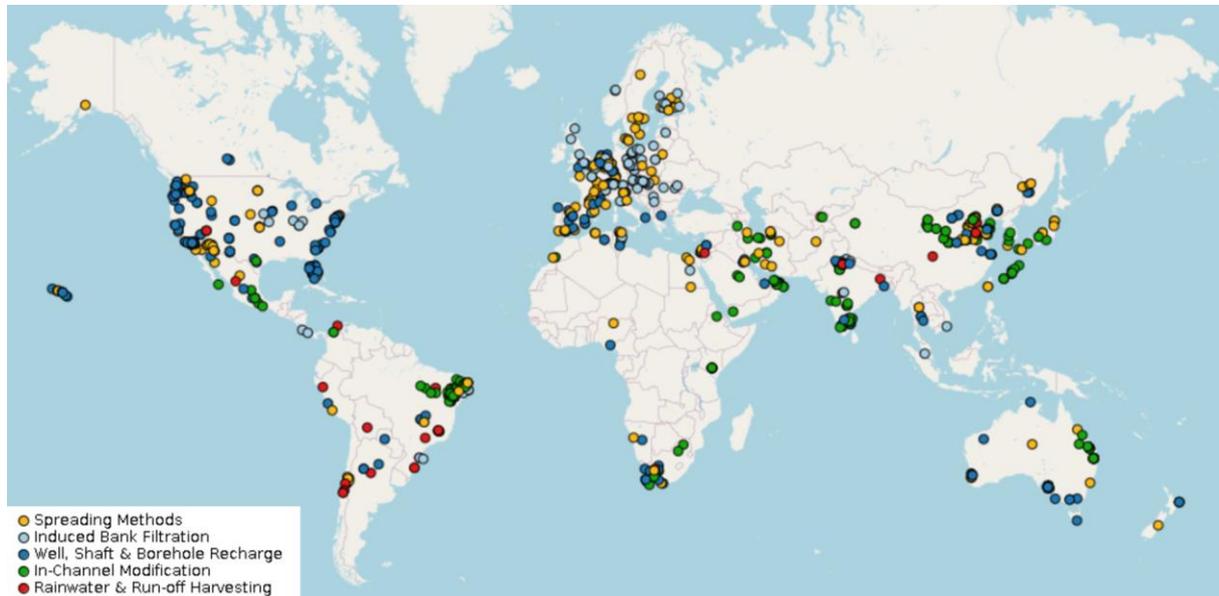
**Tabelle 1:** Beispiele zu internationalen Standards und Leitfäden

Land / Einrichtung	Publikation	Beschreibung
Australien	NRMMC et al. 2006	Nationaler Leitfaden zu Wasserrecycling einschließlich Risikomanagementkonzept (Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Überwachung: Arten der Überwachung und Parameter; Beispiele für Probenahmeprogramme</li> <li>– Konsultation und Kommunikation (Unterstützung der Interessengruppen)</li> <li>– Ziele für die Wasserqualität</li> </ul>
Australien	NRMMC et al. 2009	Nationaler Leitfaden zu Wasserrecycling <b>mit MAR</b> einschließlich Risikomanagementkonzept (Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Theoretischer Hintergrund und Eingangsbewertung des Projekts</li> <li>– Risikobewertung</li> <li>– operative Fragen und deren Management</li> <li>– Überwachung (Art und Parameter)</li> </ul>

Land / Einrichtung	Publikation	Beschreibung
Chile	CSIRO 2020	Leitfaden für MAR-Projekte in Chile (ausschließlich für Oberflächenwasser und zur Wiederverwendung bei der Bewässerung) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Internationale Erfahrungen</li> <li>– Beschreibung zu bestehenden MAR Projekten und Potenzial in Chile</li> <li>– Keine Aussagen zu Qualitätsanforderungen</li> </ul>
EU	EU 2020/741	EU-Verordnung über Mindestanforderungen an die Wasserqualität bei Wasserwiederverwendung <ul style="list-style-type: none"> <li>– Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser für landwirtschaftliche Bewässerung</li> <li>– Definierte Wasserqualitätsklassen in Abhängigkeit von der Art der bewässerten Kulturpflanzen und Bewässerungsverfahren</li> <li>– Harmonisierte Überwachungsanforderungen</li> <li>– Risikomanagementplan zur Minimierung von Umwelt- und Gesundheitsrisiken (Umfang und Durchführung)</li> </ul>
Mexiko	NOM-014	Norm zur Anwendung von MAR mit gereinigtem Abwasser <ul style="list-style-type: none"> <li>– Anforderungen zu Informationen und Voruntersuchungen</li> <li>– Qualitätsanforderungen für das Infiltrat</li> <li>– Überwachung und Betrieb der Anlage</li> </ul>
Spanien	BOE-A-2007-21092	Rechtliche Regelung für die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser <ul style="list-style-type: none"> <li>– Grundvoraussetzungen für die Wiederverwendung (Verwendungszwecke, Gesundheitsaspekte, Verfahren)</li> <li>– Qualitätsanforderungen</li> <li>– Umfang und Häufigkeit der Überwachung</li> </ul>
USA	EPA/600/R-12/618 2012	Leitfaden zur Wasserwiederverwendung <ul style="list-style-type: none"> <li>– Überlegungen zu Planung und Management</li> <li>– Arten von Wiederverwendungsanwendungen</li> <li>– Behandlungstechnologien</li> <li>– Öffentlichkeitsarbeit, Beteiligung, Konsultation</li> </ul>
WHO	WHO 2017	Leitfaden für die Gewinnung von sicherem Trinkwasser aus kommunalem Abwasser (direkte und indirekte Wiederverwendung von Trinkwasser) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Gefahrenerkennung und Kontrollmaßnahmen</li> <li>– Überwachung inkl. Liste der betrieblichen Überwachungsparameter</li> <li>– Gesundheitsbezogene Ziele</li> <li>– Vorschriften und unabhängige Überwachung</li> <li>– Einbeziehung der Öffentlichkeit</li> <li>– Fallstudien inkl. Zielwerte</li> </ul>

## 2.3 Weltweite Beispiele

Das MAR-Konzept wird weltweit bereits in vielen Ländern und auf jedem Kontinent angewandt. Nach Angaben des MAR-Portals (siehe **Abbildung 2**) beläuft sich die Anzahl der Anlagen auf über 1000. Wasserquelle und Infiltrationsart variieren je nach Anwendung. Dabei handelt es sich sowohl um SAT-Anwendungen als auch andere MAR-Verfahren.



**Abbildung 2:** Weltweite MAR Anwendungen (Bildquelle: MAR Portal, <https://ggis.unigrac.org/view/marportal>, letzter Zugriff: 21.02.2025)

Nach Bonilla Valverde et al. (2018) sind in Lateinamerika MAR-Anwendungen vor allem in Brasilien, Mexiko und Chile zu finden. Zum Infiltrieren wird meist Niederschlagswasser verwendet; die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser erfolgt insbesondere für die landwirtschaftliche Bewässerung.

### 2.3.1 Deutschland

Die Trinkwassergewinnung durch Uferfiltrat oder kontrollierte Grundwasseranreicherung (MAR) ist seit vielen Jahrzehnten bewährte Praxis in Deutschland und Europa. Dabei kann das genutzte Oberflächenwasser jahreszeitabhängig signifikante Anteile an gereinigtem kommunalem Abwasser (Klarwasser) enthalten. Beispielhaft seien Wasserwerke an der Ruhr, am Neckar, am Rhein sowie in Berlin (u. a. Spree) genannt (Drewes et al. 2018). Es kann davon ausgegangen werden, dass in Deutschland mehr als 10 Millionen Menschen mit Trinkwasser aus Grundwasseranreicherung versorgt werden.

Ein wesentlicher Vorteil der MAR ist, dass keine teuren und wartungsintensiven Technologien erforderlich sind. Abhängig von der Rohwasserbeschaffenheit ist keine Voraufbereitung erforderlich oder es reicht u. U. eine Feststoffabtrennung mittels einfacher Schnellsandfiltration aus, bevor das Flusswasser (Klarwasseranteil 10 bis 30 %) über offene, an das Grundwasser angeschlossene Erdbecken versickert wird. Die Entnahmebrunnen sind in Deutschland oftmals nur wenige Meter von den Infiltrationsbecken entfernt, so dass z. T. nur wenige Stunden Aufenthaltszeit im Boden für biologische Reinigungsprozesse zur

Verfügung stehen. Aus diesem Grund wurden einige deutsche Anlagen in den vergangenen Jahren mit weitergehenden Aufbereitungstechniken zur Nachbehandlung des geförderten Grundwassers ausgerüstet (z. B. UV-Desinfektion, Ultrafiltration). Allerdings ist die Notwendigkeit dieser zusätzlichen Technologien in Abhängigkeit von den Verweilzeiten des Infiltrats im Untergrund zu bewerten. Bei ausreichend hohen Verweilzeiten ist von einer weitergehenden biologischen Reinigung auszugehen, sodass aufwändige bzw. energie- und kostenintensive Aufbereitungstechniken u. U. entbehrlich sind.

Im Folgenden werden Beispiele der Grundwasseranreicherung in Deutschland kurz beschrieben.

### **Frankfurt / Hessisches Ried**

Im Wasserwerk Biebesheim der Hessenwasser GmbH und Co. KG wird ganzjährig Rheinwasser zur Bewässerung sowie zur Grundwasseranreicherung im Hessischen Ried aufbereitet. Letzteres ist Teil des Wasserressourcenmanagements, das eine nachhaltige Grundwassernutzung zur Trinkwasserversorgung im Ballungsraum Rhein-Main ermöglicht. Bei Niedrigwasserabfluss liegt der Klarwasseranteil im Rhein bei 10-20 % (Drewes et al. 2018).

Die Kapazität des Wasserwerkes liegt bei 43 Mio. m<sup>3</sup>/a, wovon 38 Mio. m<sup>3</sup>/a für die Grundwasseranreicherung und 5 Mio. m<sup>3</sup>/a für die landwirtschaftliche Beregnung zur Verfügung stehen. Die Aufbereitung des Flusswassers erfolgt in zwei weitestgehend baugleichen Straßen mittels Grob- und Feinrechenanlage, Vorozonung, Flockungssedimentation, Hauptozonung, Sekundärflockung, Mehrschichtfiltration und Aktivkohlefiltration. Als Infiltrationsorgane dienen sowohl ein offenes Grabensystem und Sickerbecken als auch 6 m tiefe Sickerschlitzgräben und bis zu 26 m tiefe Schluckbrunnen. Die Menge des infiltrierten Wassers wird anhand von Grundwasserstands-Messungen gesteuert.

### **Dresden**

Im Wasserwerk Hosterwitz (Dresden) wird Elbwasser für die kontrollierte Grundwasseranreicherung genutzt. Bei dem Wasserwerk handelt es sich um das zweitgrößte Wasserwerk der Stadt Dresden, in dem 84.000 m<sup>3</sup>/d Trinkwasser aufbereitet werden können (Hofer 2023). Details zu Aufbereitung und dem MAR-Schema können Zheng et al. (2021) entnommen werden.

### **Haltern am See<sup>1</sup>**

Im Wasserwerk Haltern der Gelsenwasser AG wird über 26 Infiltrationsbecken (insgesamt 335.000 m<sup>2</sup> Fläche) mit Sandauflage Oberflächenwasser in das Grundwasser versickert. Die Entnahme erfolgt über Brunnen, wobei etwa 70 % (entsprechen rund 70 Mio. m<sup>3</sup>/a) des anschließend zu Trinkwasser aufbereiteten Wassers aus angereichertem Grundwasser stammen. Alle sechs bis zehn Monate wird die gebildete Schmutzdecke auf den Sandfeldern abgeschält, um die Infiltrationsleistung wieder zu erhöhen.

---

<sup>1</sup>Quelle: <https://www.gelsenwasser-blog.de/halterner-sande-geologischer-schatz-fuer-die-trinkwassergewinnung/>

## **Braunschweig**

In Braunschweig wird das in der Kläranlage Steinhof gereinigtes Abwasser sowohl für die Beregnung von landwirtschaftlichen Flächen als auch die für die kontrollierte Grundwasseranreicherung genutzt. Nach der Abwasserreinigung durch mechanische Vorbehandlung und biologische Behandlungsstufen werden von den insgesamt 21 Mio. m<sup>3</sup>/a ca. 12 Mio. m<sup>3</sup>/a für die Beregnung von 2.700 ha landwirtschaftlichen Flächen genutzt. Die Restmenge des Klarwassers fließt über ein Feuchtgebiet, in dem es zur Grundwasseranreicherung kommt, in den Vorfluter ab.

Die Beregnung mit Klarwasser findet in den Monaten März bis November statt. Zu Beginn und Ende der Beregnungsperiode handelt es sich um eine Überschussberegnung mit dem Ziel der Grundwasseranreicherung. In den weiteren Monaten werden für die Bedarfsberegnung in der Spitze bis zu 2.000 m<sup>3</sup>/h ausgebracht. In der Vegetationszeit wird dem Klarwasser noch Klärschlamm für die Nährstoffe zugesetzt, was nur noch bis 2028 zulässig ist. Die Beregnung von frischen Früchten ist ausgeschlossen. Bei Getreide erfolgt ab der Milchreife und bei Rüben, Kartoffeln etc. ab drei Wochen vor der Ernte keine Bewässerung mehr.

Zusätzlich zur Überschuss-Beregnung werden die ehemals als Rieselfelder betriebenen Flächen heute als mäandrierende Durchflusstrecke zur Grundwasseranreicherung genutzt. Dabei passiert das nicht zur Beregnung genutzte Klarwasser (ca. 9 Mio. m<sup>3</sup>/a) das Mäandersystem und das nicht versickerte Wasser fließt in die Oker (Vorflut) ab. Aufgrund des derart künstlich erhöhten Grundwasserstands hat sich entlang der mehrere Kilometer langen Fließstrecke ein Biotop ausgebildet, das sowohl als Naherholungsgebiet als auch „Rastplatz“ von Zugvögeln genutzt wird.

### **2.3.2 Ica, Peru**

In Ica, einer stark landwirtschaftlich geprägten, ariden Region 300 km südlich von Lima, basiert die landwirtschaftliche Bewässerung hauptsächlich auf Grundwasser und temporär verfügbarem Flusswasser. Um die durch die Landwirtschaft überbeanspruchten Grundwasserressourcen zu stärken und den fallenden Grundwasserspiegeln entgegen zu wirken, wird während der Regenzeit überschüssiges Flusswasser über Infiltrationsbecken versickert.

Die Anlage ist seit 2012 in Betrieb, umfasst mehrere Hundert einfache Infiltrationsbecken mit einer Gesamtfläche von ca. 300 ha, worüber jährlich ca. 17 Mio. m<sup>3</sup> Wasser versickert werden (Escolero Fuentes et al. 2017). Das zu versickernde Wasser wird dem Fluss Ica entnommen, einem Absetzprozess unterzogen und anschließend über offene Becken infiltriert. Als durchschnittliche Infiltrationsrate werden 49 mm/Tag angegeben (Escolero Fuentes et al. 2017).



**Abbildung 3:** Zuleitung zur Infiltration, Ica (Foto: Roberto Navarro)



**Abbildung 4:** Infiltrationsbecken Ica, Regenzeit (Foto: Roberto Navarro)

### 2.3.3 Shafdan, Israel

In Shafdan, Israel wird seit 1977 eine SAT-Anlage betrieben, mit der ca. 135 Mio. m<sup>3</sup>/a gereinigtes Abwasser (sekundäre Behandlung mit Belebtschlamm) über 60 Becken mit einer Gesamtfläche von rd. 100 ha versickert wird. Zahlreichen Brunnen fördern das Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (Zheng et al. 2021).

Der Betrieb der Becken besteht aus drei Phasen. Zunächst werden die Becken für 24 h mit Wasser beschickt, wobei ein Drittel der Becken gleichzeitig genutzt wird. Der Betrieb wird durch die Beschickungszeit und den maximalen Wasserstand im Becken kontrolliert. Darauf folgt die Phase der Versickerung (Perkolation) und ein Trocknungsintervall (Elkayam et al. 2018). Goren et al. (2014) berichten von einem starken Einfluss auf die Qualität des infiltrierten Wassers durch die Umwelt (Temperatur und Sonnenlicht) und die Betriebsbedingungen (Beschickung der Becken und Belüftung).

Der Betrieb der SAT-Anlage wird von einem umfangreichen Monitoring-Programm begleitet. Messstellen sind dabei der Kläranlagenablauf, Punkte direkt unter den Infiltrationsbecken sowie verschiedene Förderbrunnen in unterschiedlicher Entfernung zu den Versickerungsbecken. Elkayam et al. (2018) berichten von einer Reduktion der DOC-Konzentration mit steigendem Abstand zu den Infiltrationsbecken und gehen von einem Abbau in der vadosen Zone aus. Zudem bestätigt die Studie eine sehr gute mikrobiologische Qualität des exfiltrierten Wassers, sodass der Bodenpassage eine gute Eliminationsleistung bzgl. Pathogenen und Indikatorbakterien zugewiesen werden konnte.

### 2.3.4 San Luís Río Colorado, Mexiko

In der Wüste von Sonora, Mexiko wird die kontrollierte Grundwasseranreicherung genutzt, um der Überbeanspruchung des Grundwassers und der dürrebedingten Reduktion der Oberflächenwasserressourcen entgegen zu wirken. Seit 2007 wird über Infiltrationsbecken gereinigtes Abwasser versickert und v. a. für die landwirtschaftliche Bewässerung wiederverwendet (Zheng et al. 2021).

Die Aufbereitung in der Kläranlage erfolgt über anaerobe, fakultative und madurative Lagunen, was einer sekundären Abwasserbehandlung entspricht. Es handelt sich bei dem Abwasser hauptsächlich um häusliches und gewerbliches Abwasser ohne nennenswerte Industrieabwässer. Die Kläranlage ist für 600 L/s ausgelegt (Escolero Fuentes et al. 2017).

Durch die Infiltration wird die chemische und mikrobiologische Wasserqualität deutlich verbessert. Die Infiltrationsanlage besteht aus 12 Becken (120x120x1m), womit je nach Jahreszeit Infiltrationsmengen von 60 bis 100 L/s erreicht werden (Humberto et al. 2018).

Nach der ca. fünftägigen Flutung der Becken folgt ein drei- bis siebentägiges Trocknungsintervall. Durch Abtragen der obersten Bodenschicht bzw. Pflügen des Beckens werden in regelmäßigen Abständen die aeroben Bodenbedingungen und die Durchlässigkeit wiederhergestellt (Escolero Fuentes et al. 2017). Die Kosten für die MAR-Behandlung in Sonora werden mit 0,02 USD/m<sup>3</sup> angegeben (Zheng et al. 2021).

### 2.3.5 Atlantis, Südafrika

In der Stadt Atlantis in Südafrika wird seit dem Jahr 1980 eine Mischung aus Kläranlagenablauf und saisonal zur Verfügung stehendes Niederschlagswasser zur Grundwasseranreicherung versickert (im Mittel 7.500 m<sup>3</sup>/Tag). Das zur Trinkwassergewinnung geförderte Grundwasser in der Region enthält bis zu 30 % infiltriertes Wasser. Zusätzlich zu den Infiltrationsbecken für Klar- und Niederschlagswasser wird industrielles Abwasser in weiteren Becken versickert, um der marinen Intrusion entgegenzuwirken (Bugan et al. 2016). Als größte Herausforderungen nennt Zheng et al. (2021) die Reduktion der Infiltrationsraten durch Kolmatation verursacht wird.

Bei der Infiltrationsanlage in Atlantis wurde der Rückhalt verschiedener Komponenten während der Bodenpassage untersucht. Tredoux et al. (2009) bestätigten die Reduktion des DOC, der Koloniezahl, der Pathogene (inkl. Viren) und anthropogener Spurenstoffe. Für letztere wurden geringere Konzentration nach der Infiltration allerdings auf Verdünnungseffekte und nicht auf Abbau oder Adsorption zurückgeführt.



### 3. Situation in Lima und im Einzugsgebiet des Río Lurín



### 3 Situation in Lima und im Einzugsgebiet des Río Lurín

Die an der Pazifikküste Südamerikas gelegene Metropolregion Lima zählt mit rund zehn Millionen Einwohnern zu den am dichtest besiedelten und trockensten Regionen der Welt. Die Wasserversorgung hängt traditionell von den drei Flüssen Chillón, Rímac und Lurín ab. Um die wachsende Bevölkerung mit Wasser zu versorgen, wird dabei zunehmend Wasser aus benachbarten Flusseinzugsgebieten über ein komplexes System von Stauseen, Kanälen und Fernwasserleitungen umgeleitet. Besonders in den Trockenperioden, wenn wenig Flusswasser zur Verfügung steht, sind die lokalen Grundwasserreserven die einzig verfügbare Wasserquelle. Allerdings führte eine jahrelange Übernutzung dazu, dass die Entnahme gedrosselt und zahlreiche küstennahe Brunnen wegen Versalzung aufgegeben werden mussten.

Das rund 1.670 km<sup>2</sup> große Flusseinzugsgebiet des Río Lurín befindet sich im Süden Limas und erstreckt sich von der Küste über 108 km bis auf eine Höhe von etwa 5.000 m ü. NN. Die saisonalen Niederschläge konzentrieren sich auf das obere, von steilen Hängen geprägte und dünn besiedelte Gebiet in den Anden. Dort wird in der Regenzeit ein Teil des Niederschlagswassers in kleinen Reservoirs gespeichert und für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt. Die Hauptmenge fließt über den Río Lurín zur Pazifikküste ab, wobei es im unteren, mit quartären Ablagerungen gefüllten Flusstal zum Teil versickert sowie traditionell für die Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen verwendet wird. Auch das durch die Fluss-Infiltration im Untergrund gespeicherte Wasser wird intensiv genutzt. Im gesamten Tal sind über 1000 Flach- sowie zahlreiche Tiefbrunnen vorhanden.

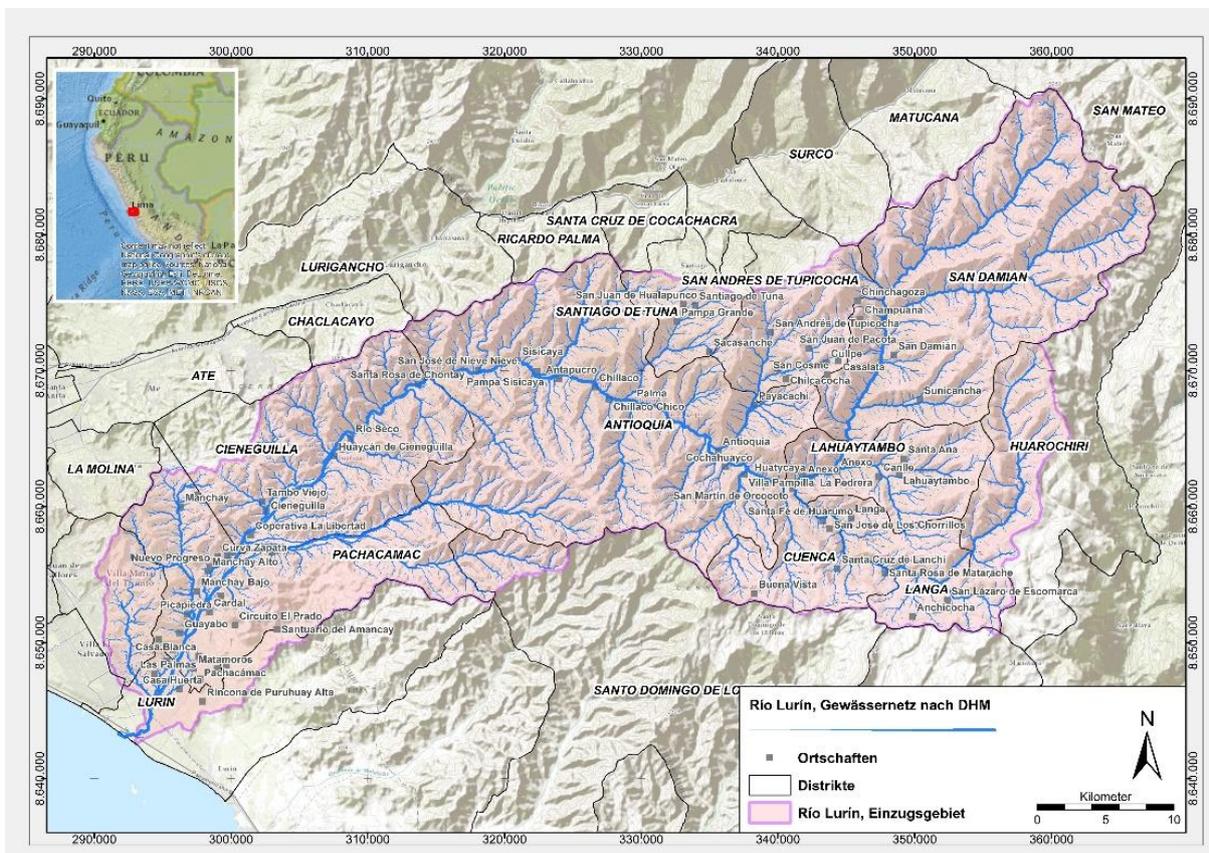


Abbildung 5: Einzugsgebiet Río Lurín (Quelle: Kartographie: TZW, Datenquelle DHM: TanDEM-X / DLR)

Der untere, küstennahe Bereich des Lurín-Tals ist auf einer Länge von rund 25 km ein bis drei Kilometer breit, relativ eben und dicht besiedelt. Auf den freien Flächen findet eine intensive landwirtschaftliche Nutzung statt, wobei der Siedlungsdruck durch die Ausbreitung städtischer Randstrukturen Limas ständig zunimmt. Insbesondere entlang der Küste an der Panamericana sind auch zahlreiche Industrie- und Gewerbebetriebe angesiedelt. Da im Tiefland praktisch kein Regen fällt und der Río Lurín nur in den intensiven Regenmonaten (Januar bis April) größere Mengen an Wasser führt, wird im Lurín das Flusswasser – anders als in den Einzugsgebieten der nördlich gelegenen Flüsse Chillón oder Rímac – nicht für die Trinkwassergewinnung genutzt. Trinkwasserversorgung, Industrie und Landwirtschaft sind daher auf Grundwasser angewiesen, das über zahlreiche Brunnen aus dem Talaquifer entnommen wird.

Die Mehrzahl der kleineren Siedlungen im Lurín-Tal haben keine zentrale Abwasserentsorgung, sondern die Bewohner nutzen „Klärgruben“. Dies führt auch zu Einträgen von Abwasser in den Boden und damit in das Grundwasser. Die von SEDAPAL betriebenen Kläranlagen führen das Abwasser aus größeren Siedlungsbereichen einer zentralen Behandlung zu, wobei der Kläranlagenablauf (z. T. nach Chlorung) in den Río Lurín abgeleitet wird (siehe **Abbildung 6**). Während der Regenzeit im Hochland führt der Fluss Wasser und verdünnt die Einleitungen an gereinigtem Abwasser (siehe **Abbildung 7**). Während der Trockenzeit besteht der Fluss streckenweise ausschließlich aus gereinigtem Abwasser, das jedoch relativ schnell versickert bzw. für Bewässerungszwecke abgeleitet wird, so dass weite Strecken ganz trockenfallen (siehe **Abbildung 8**). Wie erwähnt, versorgen zahlreiche Brunnen im Tal die lokale Bevölkerung mit Trinkwasser sowie Industrie und Landwirtschaft mit Brauchwasser, wobei die Grundwasserentnahme in den vergangenen Jahrzehnten stark zugenommen hat.



**Abbildung 6:** Río Lurín, Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Cieneguilla



**Abbildung 7:** Río Lurín in der Regenzeit (7.2.2024)



**Abbildung 8:** Río Lurín in der Trockenzeit (21.09.2022)

Klimatisch durchquert der Río Lurín auf seinem Weg an die Küste sechs Klimazonen, von sehr feucht und eisig (4.800 bis 5.000 m ü NN) bis hin zu extrem trocken und warm (0 bis 800 m ü NN). Der durchschnittliche jährliche Niederschlag liegt je nach Höhenlage zwischen 20 und 850 mm.

Im unteren Talabschnitt gibt es so gut wie keine Regenfälle und der Aquifer wird ausschließlich durch Infiltration aus dem Flussbett gespeist.

Die Brunnen im unteren Lurín-Tal liefern Grundwasser aus der sehr heterogenen bis zu 150 m mächtigen Talfüllung, die überwiegend aus quartären alluvialen Kiesen und Sanden besteht, in die größere Gesteinsbrocken und steile Hangflächen eingelagert sind. Der Flurabstand steigt von wenigen Metern unter Gelände im Bereich Cieneguilla auf bis zu 35 m unter Geländeoberkante in unteren Talbereich an.

Für die öffentliche Trinkwasserversorgung betreibt SEDAPAL im Lurín-Tal rd. 30 Tiefbrunnen. Zu diesen kommen über 1.000 kleinere private Bohr- und Schachtbrunnen zur Gewinnung von Brauch- und Bewässerungswasser hinzu, die zum Teil auch als Trinkwasserbrunnen genutzt werden (z. B. LKW-Transport für Gebiete, die nicht ans Netz angeschlossen sind). Nach Angaben von SEDAPAL stieg die gesamte Grundwasser-Fördermenge im Lurín-Tal in den vergangenen Jahren deutlich an und wird aktuell auf 30-35 Mio. m<sup>3</sup>/a geschätzt (León et al. 2021). Diese Mengen liegen deutlich über der in einer hydrogeologischen Studie aus dem Jahr 2012 als nachhaltig genannten Entnahmemenge von 15 Mio. m<sup>3</sup>/a (Coronel 2012). Dies spiegelt sich auch in den Grundwasserständen entlang des Tales wider, die in den letzten Jahren vor allem in den stärker besiedelten, küstennäheren Talausgängen stellenweise stark gesunken sind. Bei gleichbleibender Entnahme prognostiziert die Studie (Coronel 2012) ein Absinken des Grundwasserspiegels um 13 m bis zum Jahr 2030. Somit werden in den kommenden Jahren zunehmend Brunnen trockenfallen.

Auf die Beschaffenheit des Grundwassers wird in Kapitel 5 näher eingegangen, sie ist in der Regel sehr gut, so dass das in den meisten Brunnen geförderte Wasser bereits ohne Aufbereitung Trinkwasserqualität aufweist.



#### 4. Pilotanlage MAR Cieneguilla



## 4 Pilotanlage MAR Cieneguilla

Die von NEWA-LIMA in der Kläranlage Cieneguilla errichtete Pilotanlage umfasste drei Erdbecken zur Versickerung von gereinigtem Abwasser sowie mehrere Kontrollbrunnen. Sie wurde über die Dauer von 17 Monaten betrieben, wobei eingehende Begleituntersuchungen erfolgten. Neben den nachfolgend erläuterten wissenschaftlich-fachlichen Untersuchungszielen sollte damit insbesondere auch das Konzept der Abwasserwiederverwendung mittels naturnaher und kostengünstiger MAR-Technik in Peru eingeführt bzw. demonstriert werden.

### 1) Bewertung der Reinigungsleistung der Bodenpassage

Zur Bewertung der Reinigungseffizienz der ungesättigten und gesättigten Bodenzone waren Analysen des Grundwassers (= „Exfiltrat“) im Abstrom der Infiltrationsbecken erforderlich. Um entsprechende Proben entnehmen zu können, wurden zusätzlich zu einem vorhandenen Brunnen drei Kontrollbrunnen errichtet (technische Details vgl. Abschnitt 4.7.) In regelmäßigen Abständen durchgeführte Analysen umfassten sowohl konventionelle physikalisch-chemische bzw. bakteriologische Parameter als auch anthropogene Spurenstoffe wie z. B. Pharmaka und Industriechemikalien sowie spezielle Mikroorganismen (Viren und Parasiten). Ergänzend kam die innovative Untersuchungsmethodik der „wirkungsbezogenen Analytik“ zum Einsatz.

### 2) Optimierung der Betriebsbedingungen

Mithilfe der Pilotanlage waren Kenndaten zur Dimensionierung und zum nachhaltigen Betrieb einer MAR-Anlage, unter den im Projektgebiet herrschenden Randbedingungen zu ermitteln. Hierzu war geplant, die Auswirkungen verschiedener Betriebsvarianten (z. B. Flächenbelastung, Trocknungsintervalle, Oberflächenbearbeitung) auf die Infiltrationsleistung, u. a. anhand von Veränderungen der Wasseraufnahmekapazität des Untergrundes, zu erfassen.

### 3) Optionen für eine Vor- bzw. Nachbehandlung

Abhängig von den Ergebnissen der Bewertung der Aufbereitungseffizienz bei der Bodenpassage wurden weitergehende Aufbereitungsmaßnahmen, wie z. B. Aktivkohle-Adsorption und Umkehrosiose geprüft. Mit einer derartigen zusätzlichen Behandlung können bspw. gegenüber einem biologischen Abbau im Untergrund persistente anthropogene Spurenstoffe entfernt werden.

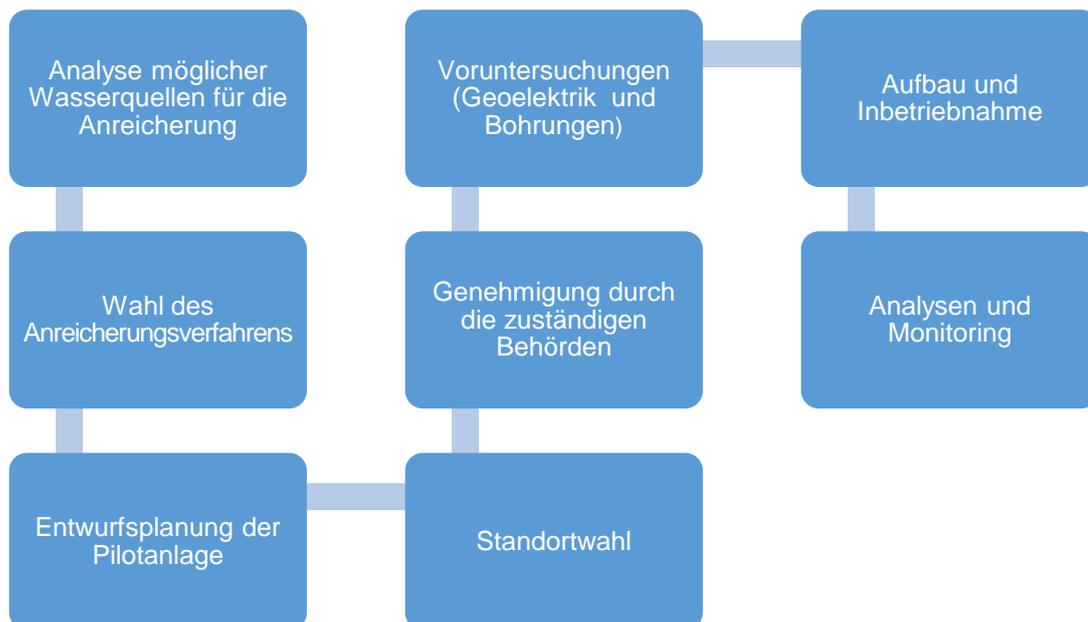
### 4) Hydrogeologisches Modell

Zur Abschätzung des Potenzials einer großskaligen MAR-Anlage im Lurín-Tal wurde ein stationäres, numerisches Modell mit FEFLOW entwickelt. Das Modell sollte es ermöglichen, die Erkenntnisse aus der Pilotanlage auf eine praxisorientierte Anlage mit höheren Infiltrationsraten zu extrapolieren (Upscaling), verschiedene Infiltrationsmengen zu simulieren und den Flächenbedarf für die entsprechenden Infiltrationsbecken zu ermitteln.

### 5) Empfehlungen für die großskalige Anwendung

Als Ausblick waren abschließend Empfehlungen zur großskaligen MAR-Anwendung auszuarbeiten. Deshalb beinhaltete das Arbeitsprogramm auch eine Prüfung der rechtlichen Rahmenbedingungen in Peru bei MAR, insbesondere mögliche rechtliche Einschränkungen für eine Infiltration von gereinigtem Abwasser (Wassergesetzgebung, Grenzwerte usw.).

**Abbildung 9** stellt die einzelnen Schritte dar, die bei der Projektierung und der Durchführung der Pilotierung erforderliche waren. Die einzelnen Schritte werden in den Folgeabschnitten näher erläutert.



**Abbildung 9:** Schritte der Implementierung der Pilotanlage

#### 4.1 Analyse möglicher Wasserquellen

Im ersten Schritt wurde eine Analyse der prinzipiell für MAR zur Verfügung stehenden Wasserquellen durchgeführt. Üblicherweise sind dies in Abhängigkeit von Verfügbarkeit, Rohwasserqualität und Art der Wiederverwendung die drei Ressourcen Talsperren- bzw. Seewasser, Flusswasser und gereinigtes Abwasser.

Im vorliegenden Fall standen prinzipiell Flusswasser und gereinigtes Abwasser zur Verfügung. Die Wahl fiel auf gereinigtes Abwasser. Dies hatte sowohl logistische Gründe (ganzjährige Verfügbarkeit, umzäunter Standort auf einer Kläranlage), als auch die Nutzung einer zusätzlichen, bislang nicht genutzten Wasserressource (Abwasserwiederverwendung).

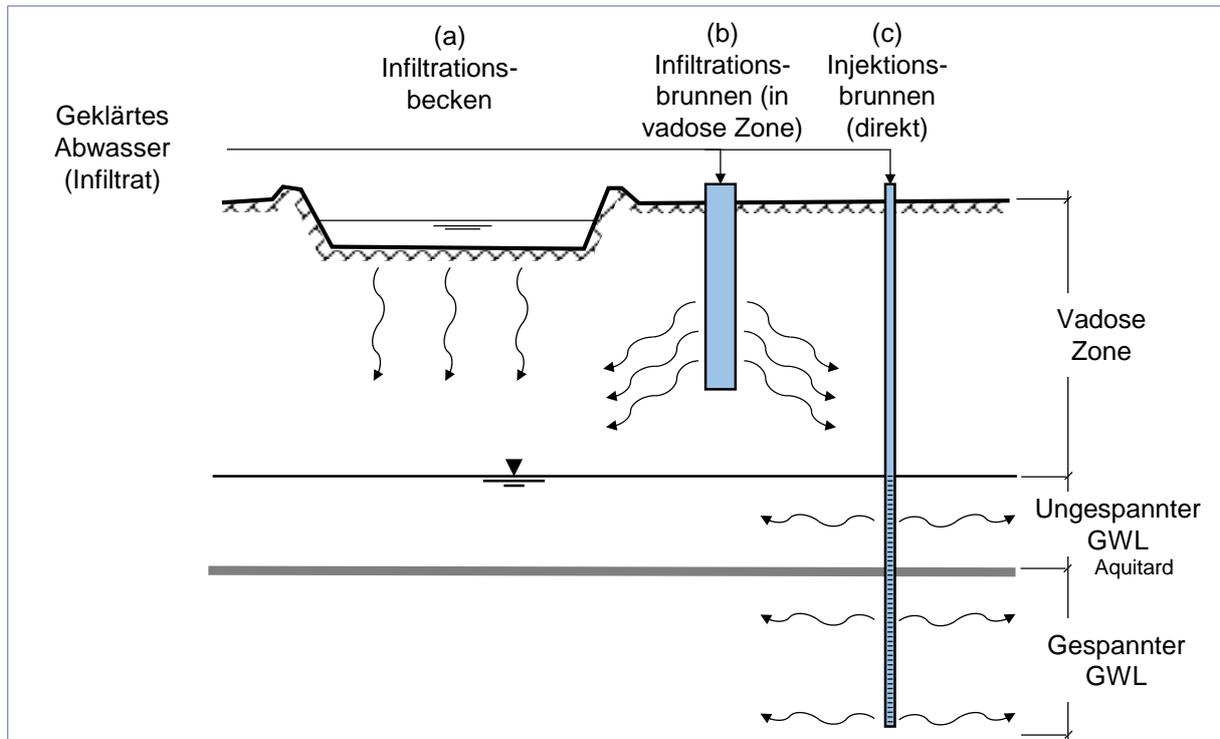
**Abbildung 10** zeigt die Einleitstelle des Klarwassers am gewählten Standort der Kläranlage Cieneguilla in das trockene Flussbett des Lurín. Wie bereits mehrfach erwähnt, führt der Fluss lediglich in den Monaten Dezember bis April Wasser, wenn in den Anden größere Niederschläge fallen.



**Abbildung 10:** Trockenes Flussbett des Río Lurín und Einleitstelle Klarwasser (roter Kreis)  
(Panoramaaufnahme, 21.09.2022)

## 4.2 Anreicherungsverfahren

Wie in Kapitel 2.1 bereits beschrieben, gibt es eine Vielzahl an möglichen Infiltrationsmethoden. **Abbildung 11** stellt schematisch drei Methoden dar, die generell für die Pilotanlage in Frage kamen.



**Abbildung 11:** Anreicherungsverfahren; Bildquelle: León et al. 2021, abgeändert nach EPA/600/R-12/618 2012

Bei Methode (a) wird das gereinigte Abwasser über Erdbecken infiltriert, wodurch das Wasser zunächst die gesamte ungesättigte, d. h. vadosen, Zone passiert, bevor es den Aquifer erreicht. Bei Methode (b) erfolgt die Infiltration über Infiltrationsbrunnen oder einen „Sickergraben“ in die vadosen Zone. Der Vorteil gegenüber einem Versickerungsbecken besteht in einem geringeren Flächenbedarf. Zum einen kann die Infiltrationsoberfläche „nach unten verlagert werden“ und zum anderen erhöht sich bei entsprechendem Wasserstand im Graben der „Vordruck“ auf die Infiltrationsoberfläche. Bei Methode (c) wird das Wasser über einen Brunnen ähnlicher Bauart injiziert, wie er auch bei der Grundwasserförderung zum Einsatz kommt. Dabei kann der Vordruck bspw. durch Einsatz einer Pumpe deutlich gesteigert werden. In dem in **Abbildung 11** gezeigt Beispiel erfolgt diese Injektion direkt in den Aquifer, sodass Abbauprozesse in der vadosen Zone nicht genutzt werden können.

Für die Pilotanlage wurde die Methode (a) gewählt, da sie am einfachsten im Hinblick auf Betrieb und Instandhaltung ist, die geringsten Baukosten anfallen und die niedrigsten Ansprüche an die Wasserbeschaffenheit des Infiltrats bestehen.

### 4.3 Entwurfsplanung

In der Entwurfsplanung bestanden die Infiltrationseinrichtungen der Pilotanlage im Wesentlichen aus einer Pumpe, den Verteilungsrohren mit Regel- bzw. Einstellarmaturen und den drei Erdbecken. Bei der Pumpe handelte es sich um eine frequenzgeregelte Unterwasserpumpe (Nennleistung 5-12 m<sup>3</sup>/h), die das Infiltrationswasser aus dem Ablauf der Chlorungsbecken der Kläranlage Cieneguilla förderte. Um bei geringen Infiltrationsmengen die Pumpe nicht zu stark drosseln zu müssen, war ein Bypass mit Rückführung in das Chlorungsbecken vorgesehen. Der Infiltrations-Volumenstrom wurde über eine Regelarmatur sowie einen Schwebkörpermesser eingestellt und überwacht. Zusätzlich erfasste eine „Wasseruhr“ den kumulierten Durchfluss in die Becken. Ein Hahn vor der Drosselarmatur diente zur Entnahme von Proben des Klarwassers/Infiltrats. Die drei Infiltrationsbecken konnten einzeln über eine Regelarmatur im jeweiligen Zulauf angesteuert werden. Von den Becken 1 und 3 war ein Überlaufrohr in das am tiefsten gelegene Becken 2 verlegt. Letzteres hatte einen Schwimmschalter, der bei Beckenvollstand die Förderpumpe automatisch abschaltete. **Abbildung 12** stellt schematisch die Komponenten der Pilotanlage dar.

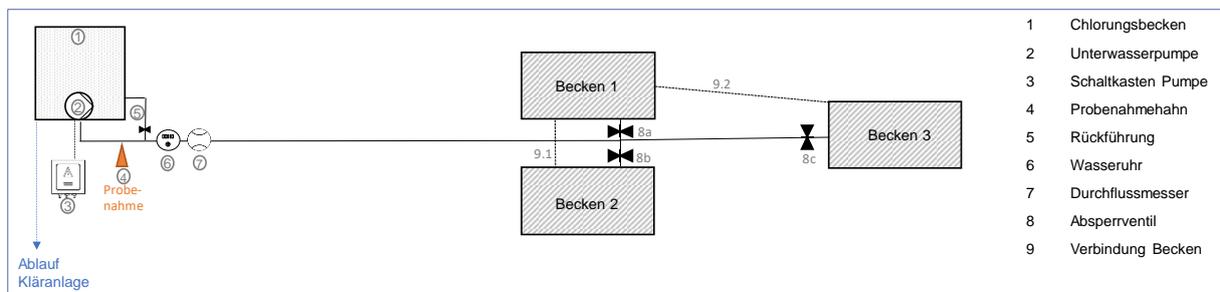
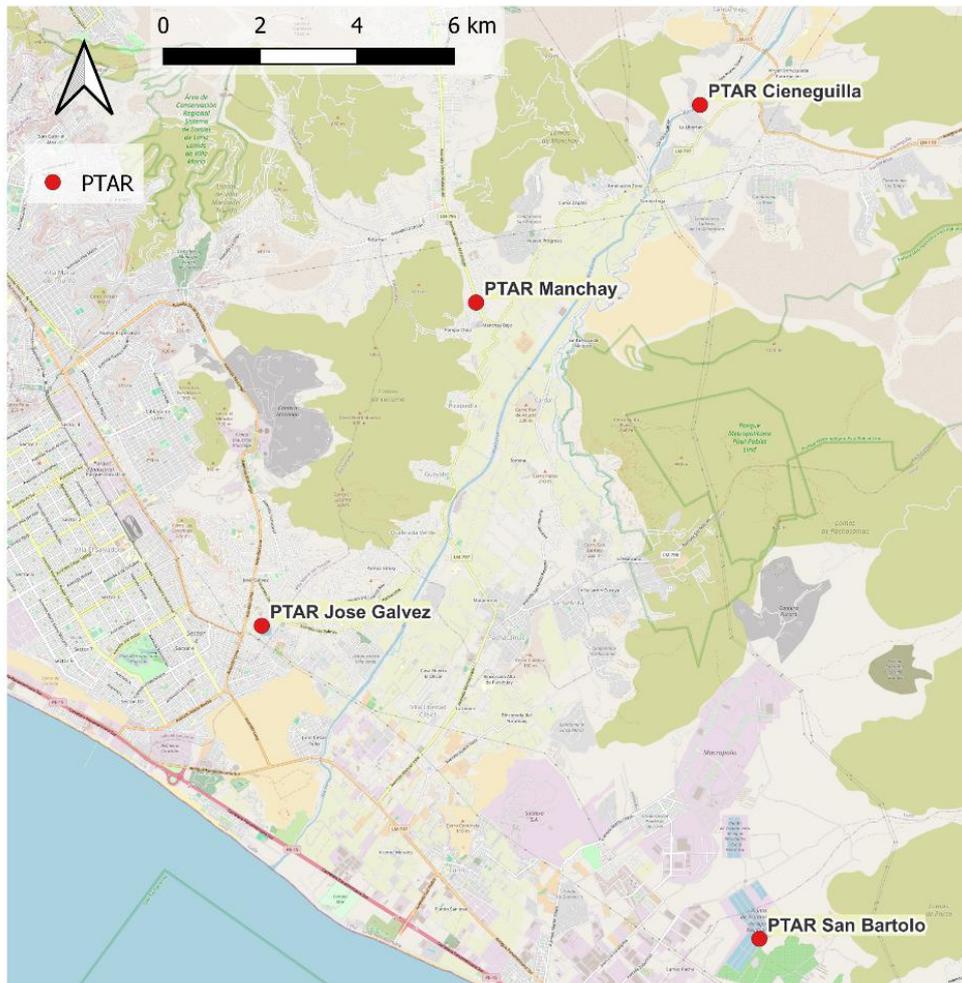


Abbildung 12: Schema der MAR-Pilotanlage

## 4.4 Standortwahl

Für die Standortwahl der MAR-Pilotanlage wurden verschiedene Kläranlagen von SEDAPAL im Lurín-Tal in Betracht gezogen. Konkret handelte es sich um die PTAR (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, Kläranlage) Cieneguilla, José Galvez, Manchay und San Bartolo. **Abbildung 13** zeigt die Lage dieser Kläranlagen im Lurín-Tal.



**Abbildung 13:** Potenzielle Standorte für die MAR-Pilotanlage auf dem Gelände der Kläranlagen (PTAR) von SEDAPAL im Lurín-Tal

Zur Festlegung eines geeigneten Standortes für die Pilotanlage wurden folgende Kriterien festgelegt:

- (1) Adäquate Qualität des Kläranlagenablaufes
- (2) Verfügbare und geeignete Flächen für die Installation der Infiltrationsbecken (Flächenbedarf sowie Möglichkeiten zu Schutz der Anlagen vor Diebstahl und Vandalismus)
- (3) Vorhandensein eines Aquifers sowie eines geeigneten Untergrundes
- (4) Entnahmestellen für das Grundwasser/Exfiltrat (vorhanden bzw. geeignetes Gelände für Bau vorhanden)
- (5) Erlaubnis für die Installation der Pilotanlage (bevorzugte Installation auf SEDAPAL-Gelände)

Das Vorhandensein eines Aquifers sowie des geeigneten Untergrundes ist nach Literaturangaben (Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma und Kennedy 2017) wie folgt definiert:

- Hydraulische Leitfähigkeit, die eine Anreicherung ermöglicht sowie gleichmäßige hydraulische Eigenschaften
- Mächtigkeit des Aquifers und Porosität, die eine Wasserspeicherung ermöglichen
- Vorzugsweise sowohl aerobe als auch anaerobe Zonen im Grundwasserleiter, um eine maximale Entfernung von Krankheitserregern und organischem Material zu erreichen
- Geeigneter Untergrund: Durchlässigkeit des Untergrunds, der ausreichend durchlässig ist, damit das Wasser versickern kann, aber gleichzeitig ausreichend fein für die Filterwirkung. Daher sollten Tonschichten oder anderen Schichten, die den vertikalen Fluss einschränken, in der vadosen Zone vermieden werden.

Als Standortoptionen wurden die vier Kläranlagen Cieneguilla, José Galvez, Manchay und San Bartolo im Lurín-Tal in Betracht gezogen. Bei den beiden Anlagen in José Galvez und San Bartolo wurde das Kriterium (3), Verfügbarkeit eines Aquifers auf dem Gelände, nicht erfüllt, sodass diese Standortoptionen nicht weiterverfolgt wurden. An den Standorten Manchay und Cieneguilla ist ein geeigneter Aquifer vorhanden.

Zur Standortbewertung vor Beginn der Pilotphase wurden die beiden Kläranlagen Cieneguilla und Manchay besucht und Proben des Abwasserablaufs genommen. Ausgewählte Befunde der durchgeführten Analysen sind in **Tabelle 2** und **Tabelle 3** dargestellt.

**Tabelle 2:** Messergebnisse Mikrobiologie und von vor-Ort-Messungen an 2 Kläranlagen am 14.03.2022

		<b>Manchay vor Sandfilter</b>	<b>Manchay nach Cl<sub>2</sub></b>	<b>Cieneguilla nach Cl<sub>2</sub></b>	<b>Río Lurín (bei Manchay)</b>
E. coli	pro 100	172.300	<2	69	13.130
Coliforme Bakt.	mL	1.050.000	<2	651	1.413.600
Enterokokken		21.870	<2	20	2755
Temp.	°C	29,5	30,1	26,2	21,0
pH	-	7,42	6,81	7,32	7,01
Sauerstoff	mg/L	6	3,4	3,5	8,3
ELF (25°C)	mS/m	172,5	165	78,3	142,6
Trübung	NTU	3,9	1,8	3,6	810
Säurekap.pH4,3	mmol/L	n.b.	4,2	3,00	n.b.

*n.b.=nicht bestimmt*

**Tabelle 3:** Klarwasser der PTAR Manchay und Cieneguilla (TZW-Laborproben vom 14.03.2022)

		<b>Manchay</b>	<b>Cieneguilla</b>
Färbung, 436 nm	1/m	0,4	0,2
Ammonium	mg/L	n.b.	n.b.
Calcium	mg/L	87,8	77,7
Eisen	mg/L	0,02	0,02
Mangan	mg/L	0,036	0,025
Chlorid	mg/L	211	86,3
Nitrat	mg/L	34,3	1,5
Sulfat	mg/L	221	102

		Manchay	Cieneguilla
Phosphor, gesamt	mg/L	2,5	0,34
TOC	mg/L	13	4,2
SAK, 254 nm	1/m	25	6,6
CSB	mg/L	37	13
Benzotriazol	µg/L	0,11	< BG
Bisphenol A	µg/L	< BG	n.b.
Acesulfam	µg/L	0,31	0,46
Diclofenac	µg/L	< BG	< BG
Sulfamethoxazol	µg/L	0,055	0,45
17-beta-Estradiol	µg/L	< BG	n.b.
Perfluoroctanoat	µg/L	0,006	n.b.
Perfluoroctansulfonat	µg/L	< BG	n.b.
Chrom	mg/L	0,0006	0,0006
Vanadium	mg/L	0,0042	0,0025

Durch die in beiden Kläranlagen erfolgende Chlorung gelingt eine deutliche Verringerung der Fäkalindikatoren. Erwartungsgemäß sind jeweils verschiedene anthropogene Spurenstoffe wie z. B. Industriechemikalien, Pharmaka und Süßstoffe nachweisbar. Bezüglich der Schwermetalle wurden keine erhöhten Mengen festgestellt. Die Wasserqualität im Ablauf der Kläranlagen Manchay und Cieneguilla sind als geeignet für die Infiltration angesehen, sowohl im Hinblick auf die mikrobiologischen Parameter (z. B. *E. coli* und coliforme Bakterien) als auch die physikalisch-chemischen Parameter (z. B. Trübung, SAK, CSB) und Spurenstoffe (z. B. Acesulfam).

Auf Grundlage der bewerteten Kriterien, der Gespräche mit den Mitarbeitenden der zuständigen Abteilungen von SEDAPAL und den verfügbaren Flächen für die Installation der Infiltrationsbecken wurde das Gelände der Kläranlage Cieneguilla als bevorzugter Standort ausgewählt.

Die Kläranlage (PTAR) Cieneguilla ist für einen Durchfluss von 118 L/s ausgelegt. Der aktuelle, mittlere Zufluss von Rohabwasser liegt bei ca. 60 L/s. Das Rohabwasser wird durch Siebe mechanisch vorgereinigt und (mineralische) Feststoffe werden in einem Sandfang abgeschieden. Anschließend gelangt das Abwasser in die biologische Reinigungsstufe, bestehend aus zwei parallel betriebenen rechteckigen Belebtschlamm-Becken mit Oberflächenbelüftung. Nachgeschaltet ist ein rundes Sedimentationsbecken dessen Klarwasserüberlauf vor der Einleitung in den Río Lurín Chlorgas zugesetzt und einem Reaktionsbecken zugeführt wird.

Zur näheren Bewertung der Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs hinsichtlich einer Nutzung für MAR wurden in **Tabelle 4** die Mittelwerte aus allen Messungen im NEWA-LIMA Projekt verschiedenen Anforderungen gegenübergestellt: einerseits den wissenschaftlichen Erfahrungswerte für MAR Anlagen und andererseits ausgewählten peruanischen Qualitätsanforderungen für Wässer, die mit konventioneller Aufbereitung zu Trinkwasser aufbereitet werden können (Decreto Supremo N°004-2017, Categoría 1, Subcategoría A2) bzw. für Wässer, mit denen Gemüsepflanzen bewässert werden (Decreto Supremo N°004-

2017, Categoría 3, Subcategoría D1). Die dargestellten Parameter wurden aufgrund ihrer Relevanz für einen stabilen MAR-Betrieb ausgewählt.

**Tabelle 4:** Ablaufqualität PTAR Cieneguilla und Qualitätsanforderungen für MAR

Parameter	Einheit	Mittelwert PTAR Cieneguilla	Wissenschaftl. Erfahrungswert MAR	ECA D1 (Bewässerung Gemüse)	ECA A2 (für Trinkwasser, konventionell)
ELF	µS/cm	1.247	< 2.500	< 2.500	< 1.600
pH	-	7,3	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	5,5 - 9
CSB	mg/L	14	< 40	< 40	< 20
P-tot	mg/L	2,3	1	-	0,15
Nitrat	mg/L	36	< 50	< 100	< 50
Trübung	NTU	5	< 10	-	< 100
Sauerstoff	mg/L	4	> 2	≥ 4	≥ 5

Danach erfüllt der Kläranlagenablauf die ausgewählten, auf Erfahrungswerten beruhenden Mindestanforderungen für eine Verwendung MAR sowie auch die zugehörigen ECA Empfehlungen für Bewässerungswasser (Gemüse, D1). Mit Ausnahme der Parameter Phosphor und Sauerstoff sind auch die entsprechenden Empfehlungen der ECA A2 erfüllt. Dabei sind diese beiden Parameter für den Betrieb einer MAR-Anlage von untergeordneter Bedeutung und können bei Bedarf durch relativ einfache aufbereitungstechnische Maßnahmen angepasst werden.

## 4.5 Behördliche Genehmigungen

Vor der Errichtung der MAR-Pilotanlage wurde von SEDAPAL eine Genehmigung von der staatlichen Wasserbehörde (Autoridad Nacional del Agua) eingeholt und der Pilotversuch beim zuständigen Ministerium (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento) gemeldet. Da es sich bei der Pilotanlage um eine temporäre Installation handelte, konnte der Genehmigungsprozess vergleichsweise zügig abgeschlossen werden.

## 4.6 MAR Voruntersuchungen

Vor dem Bau der Pilotanlage wurden verschiedene Voruntersuchungen durchgeführt, um den Standort hydrogeologisch zu beurteilen und die konstruktiven Details der In- und Exfiltrationseinrichtungen festzulegen. Dabei wurden sowohl die hydraulischen Eigenschaften wie Gesteinsschichten und Durchlässigkeiten als auch die Wasserqualität des Aquifers sowie die Fließrichtung des Grundwassers betrachtet.

Zunächst wurde in einem kleinskaligen Infiltrationsversuch nachgewiesen, dass am vorgesehenen Standort der Pilotanlage (PTAR Cieneguilla) größere Wasservolumina pro Zeiteinheit versickern. Es waren somit von einem sehr grobkörnigen Bodenmaterial mit hoher Durchlässigkeit, d. h. von sehr guten Randbedingungen für MAR auszugehen.

### 4.6.1 Geoelektrische Vorerkundung am Standort

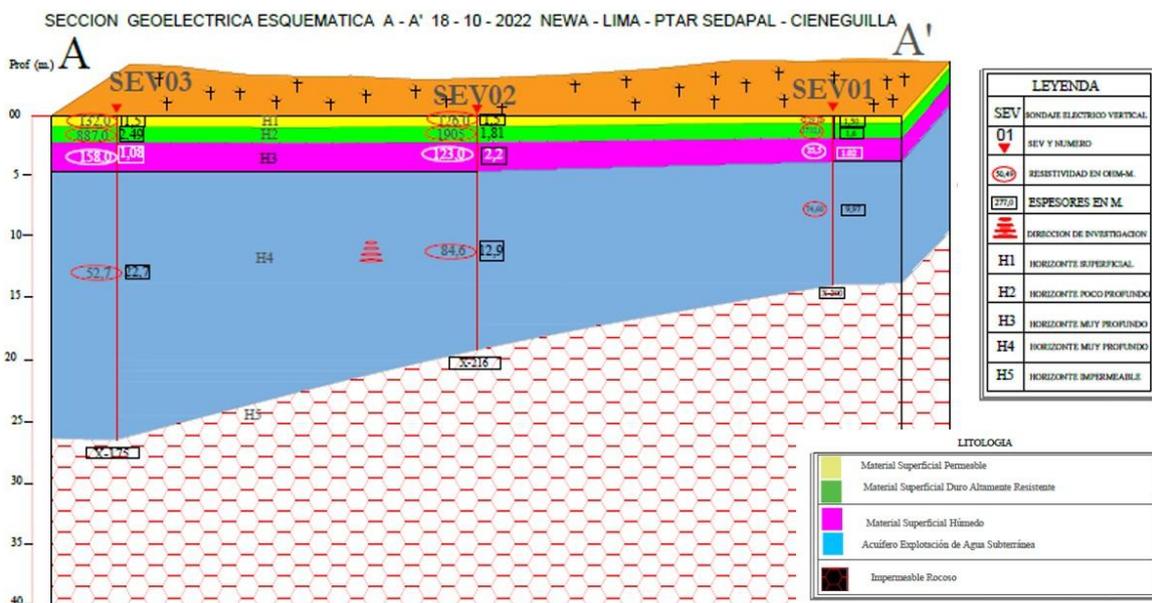
Die geoelektrischen Voruntersuchungen wurden im Oktober 2022 von einem lokalen Ingenieurbüro durchgeführt. Der Zeitpunkt lag am Ende der Trockenzeit, sodass das zu dem Zeitpunkt vorliegende Grundwasserspiegel als ein jährlicher Minimalwert angesehen werden kann. Mit den Untersuchungen wurde die Eignung des Bodens sowie die mögliche

Positionierung von Kontrollbrunnen ermittelt. **Abbildung 14** zeigt die Standorte der durchgeführten geoelektrischen Voruntersuchungen.



**Abbildung 14:** Standorte der durchgeführten geoelektrischen Voruntersuchungen

Als Ergebnis ist für jeden der untersuchten Abschnitte ein entsprechendes Bodenprofil festgehalten. Das Ergebnis des für die Installation der Kontrollbrunnen relevanten Abschnittes ist in **Abbildung 15** dargestellt.



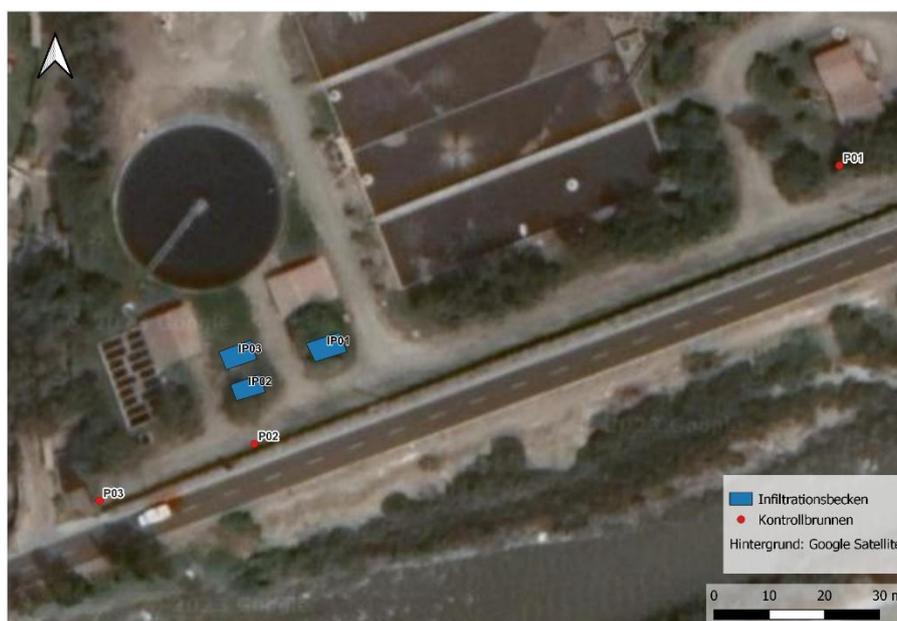
**Abbildung 15:** Ergebnis der geoelektrischen Voruntersuchung für Abschnitt SEV01-03

Im Abschnitt zwischen SEV01 und SEV03 befindet sich der Grundwasserspiegel zwischen 1,5 und 5 m unter der Geländeoberkante, das Festgestein in einer Tiefe von 13 bis 26 m. Damit weist der Aquifer in dem betrachteten Abschnitt eine Mächtigkeit zwischen 8 und 19 m auf.

Die geoelektrischen Voruntersuchungen deuteten somit ebenfalls auf das Vorhandensein von adäquaten Bodenschichten für die erfolgreiche Durchführung von MAR hin. Als Bohrpunkte für die Kontrollbrunnen sollte der Bereich zwischen SEV 02 und SEV 03 geeignet sein, wobei Ausbautiefen von mindestens 10 m zu erwarten waren.

#### 4.6.2 Bohrkerne (Bodenprofil)

Im Mai 2023 wurden drei Probebohrungen bis in 10-11 m Tiefe mittels Diamantbohrung durchgeführt, die später zu Kontrollbrunnen ausgebaut werden sollten. Die Standorte der jeweiligen Bohrung sind in **Abbildung 16** dargestellt.



**Abbildung 16:** Lage der Bohrungen (Kontrollbrunnen P01 bis P03).

Mit den durch die Bohrungen gewonnenen Bohrkernen konnten die unterschiedlichen Bodenschichten identifiziert und charakterisiert werden. **Tabelle 5** zeigt die Ergebnisse am Beispiel der Bohrung P02. **Abbildung 17** zeigt Fotos der zugehörigen Bohrkern.

**Tabelle 5:** Bodenschichten gemäß Bohrkernen an P02

Tiefe unter GOK in m	Bodenart	Beschreibung
0 – 5	Alluvium	Kiese in sandiger Matrix, mitteldicht, feucht, graue Farbe, homogenes Gefüge
5,0 – 5,8	Vereinzelte Blöcke	
5,8 – 7	Sandiger Schluff	sandiger Schluff mit Tonanteil, anorganisch, mittelplastische Konsistenz, feucht, hellbraune Farbe
7 – 8,6	Toniger Schluff	toniger Schluff mit Sandanteil, mittelplastische Konsistenz, feucht, hellbraune Farbe
8,6 – 9,75	Sandiger Schluff	sandiger Schluff mit Lehmanteil, mittlere plastische Konsistenz, feucht, hellbraun

Tiefe unter GOK in m	Bodenart	Beschreibung
9,75 - 11	Kies	Kies in einer sandigen Matrix, mitteldicht, feucht, grau, halbrund



Abbildung 17: Gewonnene Bohrkern an Standort P02

Das Profil am Standort P03 ist sehr ähnlich, zum Profil an P01 gibt es leichte Unterschiede. Der Grundwasserspiegel lag bei P02 zum Zeitpunkt der Bohrung bei 3,3 m unter Geländeoberkante (uGOK). Insgesamt wurde durch die Bohrkern bestätigt, dass Lage und Unterboden für die MAR Pilotanlage geeignet sind.

Nach den Ergebnissen der in den voranstehenden Abschnitten beschriebenen Voruntersuchungen war davon auszugehen, dass am Standort der Kläranlage Cieneguilla geeignete Untergrundbedingungen für MAR vorliegen. Zudem zeigten sich alle drei Probebohrungen als für einen Ausbau zu Kontrollbrunnen geeignet. Dabei sollte am Standort P01 das in das Untersuchungsgebiet zuströmende Grundwasser erfasst werden können und Kontrollbrunnen an den Standorten der Probebohrungen P02 und P03 eine Exfiltration des infiltrierten Klarwassers erlauben.

## 4.7 Aufbau und Inbetriebnahme

Als Infiltrationsorgane wurden drei Erdbecken mit einer Größe von je 3x5x1m (LxBxT) ausgehoben. Damit stand insgesamt 45 m<sup>2</sup> Infiltrationsfläche zur Verfügung. Eines der Becken wurde mit Kies und ein zweites Becken mit Sand befüllt (Schichthöhe rd. 0,3 m), das dritte Becken verblieb ohne Füllung. Eines der Becken (vor Inbetriebnahme) ist in **Abbildung 18** dargestellt.



**Abbildung 18:** Ausgehobenes Infiltrationsbecken, Kläranlage Cieneguilla (17.02.2023)

Die Rohrleitungen für die Einspeisung des Klarwassers der Kläranlage in die drei Becken wurden gemäß Entwurfsplanung (vgl. Abschnitt 4.3) entsprechend installiert. **Abbildung 19** zeigt die Verlegearbeiten der Leitungen von der Entnahmestelle (Chlorungsbecken der Kläranlage) zu den Infiltrationsbecken.



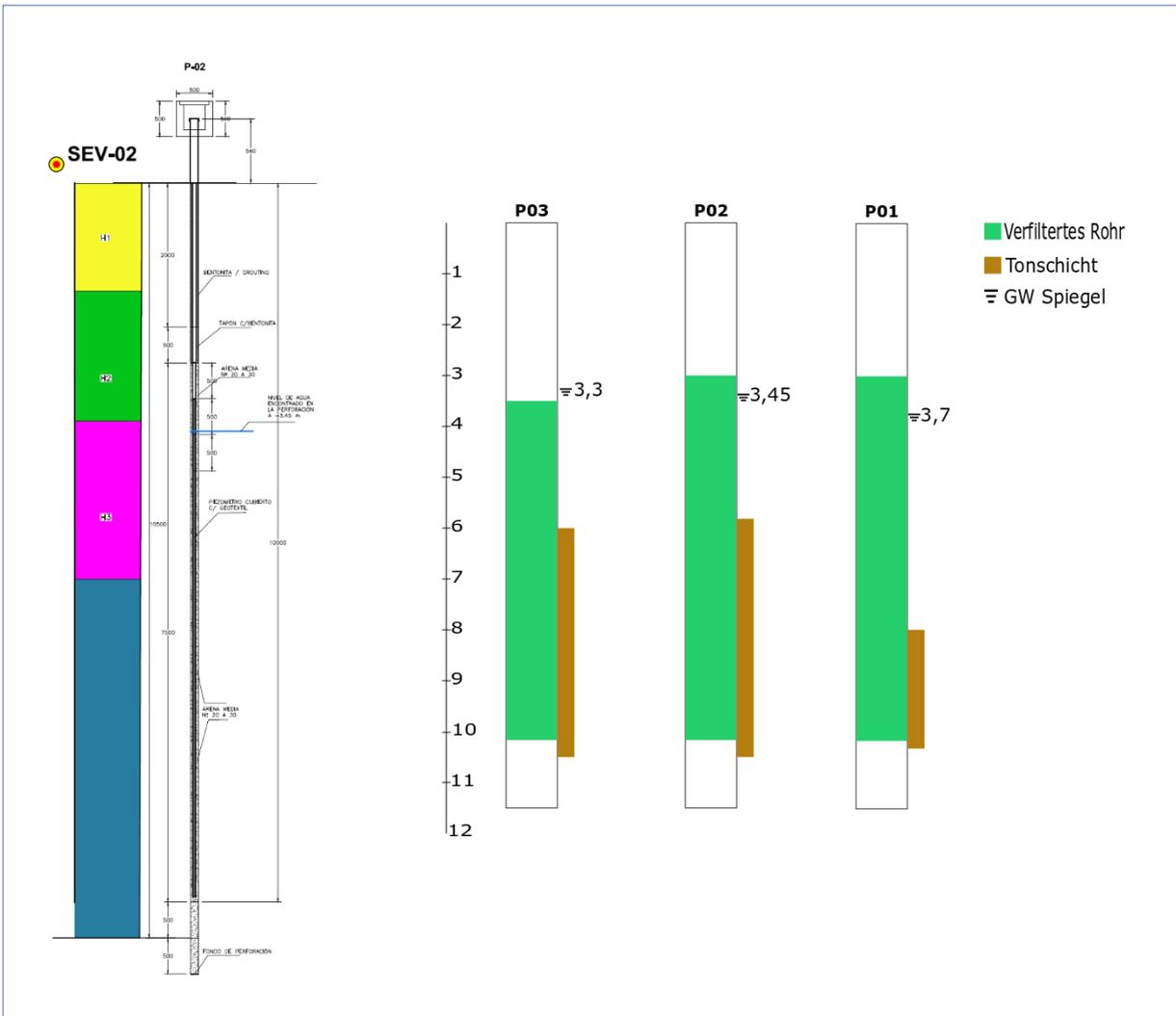
**Abbildung 19:** Verlegen der Rohrleitungen zu den Infiltrationsbecken (17.02.2023)

Zur Erfassung der Grundwasserstände sowie zur Entnahme von Proben für die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit und der Reinigungswirkung bei der Bodenpassage wurden die Probebohrungen im Zustrom (P01) sowie die beiden nahe dem Abstrom der Infiltrationsbecken gelegenen Probebohrungen (P02 und P03, vgl. Kapitel 4.6.2) zu Kontrollbrunnen ausgebaut. Zusätzlich konnte ein auf dem Gelände der Kläranlage vorhandener Brunnen als Messstelle P04 genutzt werden. Die Lage der vier Kontrollbrunnen ist in **Abbildung 20** dargestellt.



**Abbildung 20:** Position der Kontrollbrunnen (P01-P04) und der Infiltrationsbecken (IP01-IP03), Kläranlage Cieneguilla

Der Ausbau der neuen Kontrollbrunnen (P01, P02 und P03) erfolgte bis in eine Tiefe von rd. 10 m mit einem in den unteren ca. 7 m längs geschlitzten und mit einem Geotextil umwickelten 2“ Rohr. Zur Stabilisierung der Bohrlochwände wurde im unteren, wasserdurchlässigen Bereich Kies und im oberen Vollrohrbereich Bentonit in den Ringraum eingebracht. Die Konstruktion war für alle drei installierten Kontrollbrunnen im Wesentlichen identisch.



**Abbildung 21:** Design der Kontrollbrunnen (links) sowie Ausbauskiizen mit Grundwasserstand Filterstrecke und Tonschicht im anstehenden Untergrund (rechts).

Die Pilotanlage wurde am 25. Mai 2023 in Betrieb genommen. Dabei zeigte sich, dass die Aufnahmekapazität des Untergrundes im Bereich des Beckens 2 (IP 2) höher als die durch die Pumpenleistung begrenzte Zuflussmenge von 12,5 m<sup>3</sup>/h war. In diesem Becken konnte somit kein Einstau erzielt werden. In den darauffolgenden 17 Monaten mit Infiltration wurden deshalb überwiegend nur die Becken IP 1 und IP 3 beaufschlagt.

**Abbildung 22** zeigt diese beiden Becken am Tag der Inbetriebnahme.



**Abbildung 22:** In Betrieb befindliche Infiltrationsbecken IP1 und 3 (25./26.05.2023)

#### 4.8 Betrieb / Methodik

In der rd. 1,5-jährigen Betriebszeit wurden, mit Ausnahme einiger betriebsbedingter Unterbrechungen, über die Infiltrationsbecken IP 1 und IP 3 anfangs werktäglich über die Dauer von acht Stunden und später permanent gechlortes Klarwasser der Kläranlage Cieneguilla versickert und es erfolgten in regelmäßigen Abständen Probenahmen des Klarwassers (Zulauf zu den Becken) sowie aus den verschiedenen Grundwassermessstellen im Umfeld der Infiltrationsbecken.

Das Arbeitsprogramm sah ursprünglich einen Intervallbetrieb der Becken vor. Dabei waren Messreihen zum Einfluss von Trocknungsintervallen sowie von unterschiedlichen Arten der Oberflächenbearbeitung in den Becken geplant. Ziel war es, geeignete Maßnahmen zur Beherrschung von Kolmatation im Oberboden zu ermitteln, die einen stabilen Betrieb mit dauerhaft hoher Infiltrationsleistung gewährleisten. Allerdings blieb die für einen konstanten Wassereinstau in den Becken IP 1 und IP 3 einzustellende Zuflussmengen weitgehend konstant, d. h. es kam zu keiner Kolmatation der Versickerungsbereiche. Ein Intervallbetrieb war somit nicht erforderlich.

Anfänglich betrug der Zulauf zu den Becken IP 1 und IP 3 rd. 1 m<sup>3</sup>/h und rd. 1,5 m<sup>3</sup>/h, wobei zunächst bei intensiver Überwachung lediglich werktäglich über die Dauer von rd. 8 h infiltriert wurde. Im Lauf der Inbetriebnahmephase wurde auf eine kontinuierliche Infiltration mit rd. 1 (IP 1) und 2,5 (IP 3) m<sup>3</sup>/h entsprechend einer Flächenbelastung von 0,07 und 0,17 m/h

umgestellt. Dies entsprach etwa 1,5 % des Ablaufes der Kläranlage Cieneguilla in den Río Lurín. Bei einzelnen Probenahmekampagnen durch das TZW wurde der gesamte Infiltrationsvolumenstrom über die Dauer von einem bzw. mehreren Tagen auf die maximale Pumpenleistung von 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöht, wobei dann zur Versickerung zusätzlich das Becken IP 2 (sehr hohe Durchlässigkeit, kein Einstau möglich) genutzt wurde. Die deutlich erhöhte Infiltrationsrate diente dazu sicherzustellen, dass bei den Probenahmen im Abstrom-Kontrollbrunnen P02 zuvor in den Becken infiltriertes Wasser erfasst wurde.

Zur Bewertung der Wasserbeschaffenheit wurden sowohl die physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Basisparameter erfasst als auch vertiefende Wasseranalysen durchgeführt. Analysiert wurden beispielsweise Viren, Dauerformen von Darmparasiten, bakterielle Indikatoren und Pathogene sowie zahlreiche anthropogene Spurenstoffe (z. B. Pharmazeutika, Süßstoffe, per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sowie endokrine Disruptoren). Zusätzlich kam eine neuartige Methodik, die „wirkungsbezogene Analytik“ (WBA, siehe Kapitel 5.7) zum Einsatz.

Bei ersten Analysen des Kläranlagenablaufs wurden darin deutliche Mengen (140 µg/L) an dem anthropogenen Spurenstoff „Sucralose“ festgestellt. Hierbei handelt es sich um einen künstlichen Süßstoff, der in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut wird. Er eignet sich deshalb, in Ergänzung zu konventionellen Tracern wie z. B. Chlorid und die elektrische Leitfähigkeit, als so genannter „Abwassertracer“. Dies bedeutet, dass über die in Grund- bzw. Flusswasserproben ermittelte Sucralosekonzentration der Anteil an Kläranlagenablauf im jeweiligen Wasser auf einfache Weise ermittelt werden konnte.

Die verschiedenen Probenahmestellen sind in **Tabelle 6** beschreiben und die Lage der zentralen Messstellen im Zustrom (P01 und P04) sowie im nahen Abstrom (P02 und P03) der Infiltrationsbecken ist in **Abbildung 20** dargestellt. Ergänzend zu Analysen des zur Infiltration verwendeten Kläranlagenablaufs und den Grundwasseruntersuchungen im Nahbereich der Infiltrationsbecken der MAR-Pilotanlage (Kontrollbrunnen P01-P04) erfolgten auch Analysen an Grundwasser aus zwei Privatbrunnen im weiteren Abstrom der Infiltrationsbecken sowie am Wasser aus dem nahegelegenen Río Lurín.

Die beiden untersuchten Privatbrunnen („PW n. PTAR“ und „PW Nr. 374“) sind typisch für zahlreiche Brunnen, die im ganzen Lurín-Tal zur Eigenversorgung mit Trinkwasser, bzw. zur Bewässerung dienen. Sie sind, ähnlich wie die Kontrollbrunnen P01-P04, bis in Tiefen von 10-15 m uGOK ausgebaut und erfassen somit oberflächennahes Grundwasser. Da die Grundwasserneubildung im Lurín-Tal durch Infiltration aus dem Flussbett erfolgt und das Flusswasser in der Trockenzeit hauptsächlich aus Kläranlagenablauf besteht, dienen die Analysen insbesondere dazu, die Reinigungswirkung einer längeren Bodenpassage zu erfassen. Der Privatbrunnen „PW n. PTAR“ befindet sich etwa 70 m und der Privatbrunnen „PW Nr. 374“ etwa 120 m vom Río Lurín entfernt.

Flusswasserproben wurden sowohl ober- als auch unterstromig der Einleitstelle des Kläranlagenablaufs PTAR Cieneguilla entnommen. Damit sollte einerseits der Einfluss der Einleitung aus der Kläranlage quantifiziert und andererseits die Beschaffenheit des Wassers, das die natürliche Grundwasseranreicherung verursacht, erfasst werden.

**Tabelle 6:** Probenahmestellen

Bezeichnung	Beschreibung	Probenahme
P01	Kontrollbrunnen, ca. 100 m oberstromig von den Infiltrationsbecken	Mittels jeweils eingebrachtem Entnahmeschlauch und externer Pumpe
P02	Kontrollbrunnen, der am nächsten an den Infiltrationsbecken gelegen ist, ca. 10 m Entfernung	
P03	Kontrollbrunnen, unterstromig von Infiltrationsbecken, ca. 30 m	
Ablauf Kläranlage Cieneguilla	Nach Chlorungsbecken; entspricht dem Zulauf zu den drei Infiltrationsbecken	Über fest installierte U-Pumpe und PE-Leitung mit Probenahmehahn
Río Lurín, oberstromig	Río Lurín, 100 m oberstromig von Einleitstelle der Kläranlage Cieneguilla	Schöpfprobe
Río Lurín, unterstromig	Río Lurín, 200 m unterstromig von Einleitstelle der Kläranlage Cieneguilla	Schöpfprobe
PW n. PTAR	Privatbrunnen auf dem westlich an das Kläranlagengelände angrenzenden Grundstück (ca. 60 m von den Infiltrationsbecken entfernt)	Über vorhandene Förderpumpe und -schlauch
PW Nr. 374	Privatbrunnen, 400 m unterstromig von den Infiltrationsbecken und auf der anderen Seite des Flusses	Wasserhahn (hauseigene, fest installierte U-Pumpe und PE-Leitung)

## 4.9 Analysen und Monitoring

Ziel des Monitorings war es, den Grundwasserstand sowie die Grundwasserbeschaffenheit und deren Veränderungen durch die Infiltrationsmaßnahme detailliert zu erfassen. Dies war die Grundlage für eine Bewertung der Reinigungsleistung der Bodenpassage. Das Monitoring gliedert sich in drei Teile:

### 1) Basis-Monitoring

Das Basis-Monitoring umfasste die Dokumentation des Wasserstands in den beiden genutzten Infiltrationsbecken sowie ggf. eine Nachregelung der Zulaufmenge zwei bis drei Mal werktäglich. In den ersten Wochen wurde zudem werktäglich der Grundwasserstand in den vier Kontrollbrunnen mittels Lichtlot gemessen. Diese Messungen wurden im weiteren Projektverlauf in wöchentlichen Abständen durchgeführt, wobei in den Wässern aus den Kontrollbrunnen sowie im Zulauf zu den Becken jeweils auch die vor-Ort Analysenparameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (ELF), Sauerstoffkonzentration und Trübung bestimmt wurden. Zusätzlich erfolgten anfangs wöchentlich und später in Abständen von 2 - 4 Wochen Probenahmen durch ein peruanisches Labor zur Bestimmung physikalisch-chemischer sowie mikrobiologischer Basisparameter (z. B. Härte, Ammonium, Nitrat und Fäkalindikatoren).

### 2) Erweitertes Monitoring

Alle vier bis sechs Monate wurde durch TZW-Mitarbeiter ein erweitertes Monitoring durchgeführt, z. T. bei einer erhöhten Infiltrationsrate von 12,5 m<sup>3</sup>/h und erhöhter und längerfristiger Entnahme aus dem Kontrollbrunnen P02 (Einsatz einer stärkeren Pumpe). Die Analyse der Proben erfolgte im Labor am TZW in Karlsruhe und umfasste neben einer physikalisch-chemischen Vollanalyse einschließlich Schwermetallen auch die oben genannten

speziellen Parameter, wie z. B. Sucralose sowie die „contaminants of emerging concern“, Viren, Darmparasiten, endokrine Disruptoren und per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS).

Beim Probentransport wurden die erforderlichen Stabilisierungsmaßnahmen angewandt. Beispielweise erfolgte die Bestimmung der Parameter Ammonium, Nitrit und Nitrat aus vor-Ort auf einen pH von rd. 3,0 angesäuerten Proben und die Gehalte an Schwermetallen und toxischen Spurenelementen wurden aus mit Salpetersäure stabilisierten Proben ermittelt. Dies diente dazu, eine biologische Ammoniumoxidation bzw. eine Wandadsorption der Schwermetalle während des mehrtägigen Transports bzw. der Lagerung der Proben zu vermeiden.

Bei der Interpretation aller mikrobiologischen Befunde, ist zu berücksichtigen, dass die Analysen auf Bakterien und Viren teilweise mittels Kulturverfahren im TZW-Labor durchgeführt wurden. Da ein Zeitintervall zwischen Probenahme und Analyse von 3 - 6 Tagen unvermeidlich war, und mittels Kulturverfahren ausschließlich lebende Bakterien/Viren detektiert werden, handelt es sich bei den Ergebnissen um Mindestwerte. Nach TZW-Erfahrungen ist jedoch davon auszugehen, dass es nicht zu einer relevanten Reduktion der Organismen durch den Probentransport kommt. Die Cysten bzw. Oocysten der Darmparasiten (Giardien und Cryptosporidien) wurden mikroskopisch bestimmt und sind hinsichtlich Probentransport unempfindlich, ebenso diejenigen viralen Parameter, die mittels qPCR-Analysen bestimmt wurden.

### 3) Ganzheitliches Monitoring (anlassbezogen)

Als neue, ganzheitliche Analysenmethode wurde die „wirkungsbezogene Analytik“ (WBA, siehe Kapitel 5.7) eingesetzt. Dabei handelt es sich um eine Kombination aus Fraktionierung, Bioassay (biologisches Testverfahren) und chemischer Analytik. Die WBA ermöglicht, Spurenstoffwirkungen sowie deren Veränderungen bei Aufbereitungsprozessen integral zu bewerten. Die Methodik ermöglicht im Gegensatz zur Einzelstoffanalytik eine holistische Bewertung der Effekte, die die Wasserprobe verursacht.



## 5. Untersuchungsergebnisse



## 5 Untersuchungsergebnisse

In den Folgeabschnitten werden zunächst die Analysenergebnisse des zur Infiltration in der MAR-Pilotanlage verwendeten Klarwassers der Kläranlage Cieneguilla (Kläranlagenablauf nach Chlor) vorgestellt. Daran schließt sich die Erläuterung der Befunde aus den sechs Monaten der ersten beiden Pilotierungsphasen an, in denen u. a. die einwandfreie Funktion der einzelnen Komponenten nachgewiesen und geeignete Betriebsbedingungen ermittelt wurden. Der abschließende Abschnitt 5.4 beinhaltet Untersuchungsergebnisse aus dem rd. 10-monatigen Dauerbetrieb der MAR-Pilotanlage, insbesondere auch zur Reinigungswirkung der Bodenpassage.

### 5.1 Beschaffenheit des Infiltrats (Kläranlagenablauf)

Die Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs wurde über die gesamte Projektlaufzeit regelmäßig durch ein lokales Labor auf ausgewählte Parameter und zu mehreren Zeitpunkten im Labor am TZW in Karlsruhe umfassend untersucht. In **Tabelle 7** sind chemische und in **Tabelle 8** mikrobiologische TZW-Befunde zusammengestellt.

#### 5.1.1 Chemisch-physikalische Parameter und anthropogene Spurenstoffe

Bei den im oberen Teil der **Tabelle 7** gelisteten chemisch-physikalischen vor-Ort Befunden handelt es sich um Parameter, die sich durch den Probentransport signifikant verändern würden, weshalb eine vor-Ort-Messung erforderlich ist. Die Analyse der übrigen Parameter erfolgte im Labor am TZW in Karlsruhe, wobei für den Probentransport die entsprechenden Stabilisierungsmaßnahmen angewandt wurden (z. B. Ammonium, Nitrit und Nitrat aus vor-Ort auf pH 3 angesäuerten Proben). Neben den chemisch-physikalischen Daten in der oberen Hälfte der Tabelle, befinden sich im unteren Teil die Ergebnisse umfangreicher Untersuchungen auf zahlreiche anthropogene Spurenstoffe. Die gezeigten Daten stellen eine Auswahl dar, da mehrere Pharmaka und PFAS (polyflourierte Alkylsubstanzen), deren Konzentration bei allen Messungen unter der Bestimmungsgrenze lagen, nicht aufgeführt sind.

**Tabelle 7:** Chemisch-physikalische Analysenergebnisse des Infiltrats (gechlorter Kläranlagenablauf Cieneguilla)

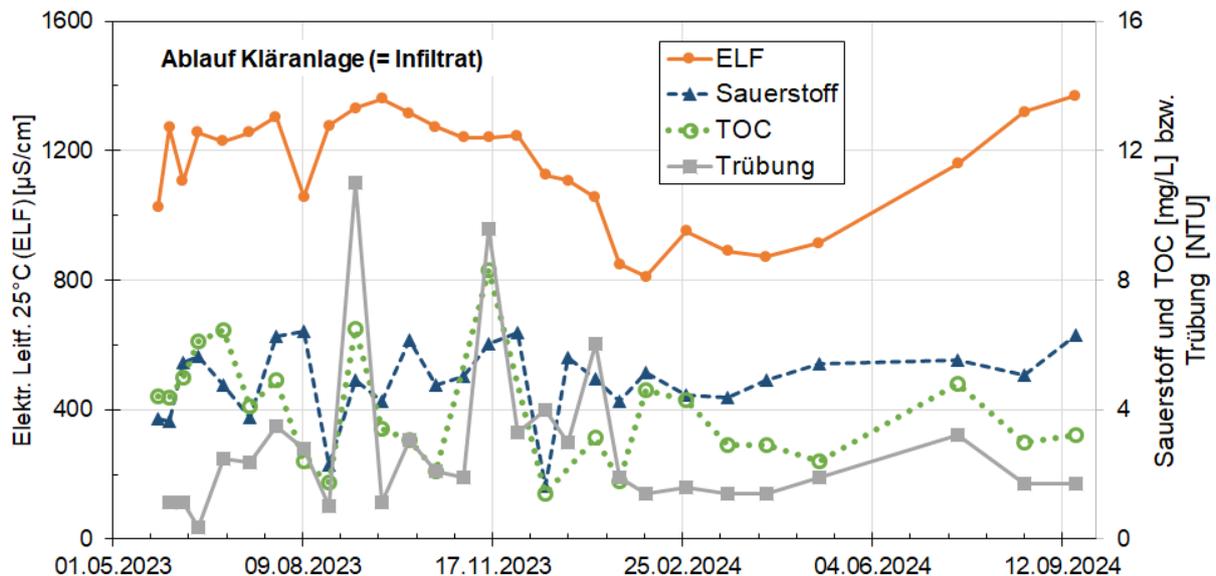
Parameter	BG	Einheit	26.05. 2023	15.08. 2023	14.11. 2023	09.06. 2024	19.10. 2024
Wassertemperatur	0,5	°C	23,8	24,2	27,5	23,9	25,3
Sauerstoff vor-Ort	0,5	mg/L	4,8	5,5	5,2	5,58	4,5
pH-Wert, vor-Ort	0,05	-	7,07	7,1	7,16	7,12	6,95
Trübung, vor-Ort	0,05	NTU	3,6	3,5	2,9	7,0	5,1
ELF (25°C)	10	µS/cm	1190	1270	1240	1230	1210
Säurekap. pH 4,3	0,01	mmol/L	3,79	2,96	2,7	2,31	2,32
Calcium	0,5	mg/L	117	122	119	123	135
Magnesium	0,5	mg/L	16,6	19,6	18,7	19,1	21,2
Eisen	0,01	mg/L	0,02	0,02	0,01	0,05	0,01
Mangan	0,005	mg/L	0,033	0,009	< BG	< BG	0,009
Natrium	0,3	mg/L	85,5	100	98,7	94,6	110
Kalium	0,3	mg/L	11,8	13,8	14,1	12,4	15,5
Chlorid	1	mg/L	144	165	167	153	210

Parameter	BG	Einheit	26.05. 2023	15.08. 2023	14.11. 2023	09.06. 2024	19.10. 2024
Ammonium (pH 3)	0,01	mg/L	< BG	0,05	0,16	0,04	0,03
Nitrat (pH 3)	0,5	mg/L	4,8	59,8	32,5	88,2	88,5
Nitrit (pH 3)	0,01	mg/L	< BG				
Sulfat	1	mg/L	177	195	182	174	202
Phosphor, gesamt	0,1	mg/L	1,9	2,9	1,5	2,4	2,8
Silicium	0,1	mg/L	13,9	16,2	15,6	14,6	15,8
TOC	0,2	mg/L	3,9	6,5	4,5	5,3	5,4
CSB	5	mg/L	12	17	12	16	13
SAK, 254 nm	0,1	1/m	7,4	7,8	5	6	4,3
Arsen	0,001	mg/L	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Blei	0,001	mg/L	< BG				
Bor	0,02	mg/L	0,29	0,34	0,32	0,33	0,34
Cadmium	0,0001	mg/L	< BG				
Chrom	0,0005	mg/L	< BG	0,0006	0,001	0,001	0,002
Kupfer	0,01	mg/L	0,01	< BG	< BG	0,02	0,01
Nickel	0,001	mg/L	< BG				
Quecksilber	0,0001	mg/L	< BG				
Uran	0,0001	mg/L	0,0008	0,0011	0,0013	0,0011	0,0008
Atenololsäure	0,01	µg/L	0,062	0,084	0,024	< BG	< BG
Carbamazepin	0,01	µg/L	0,1	0,083	< BG	< BG	< BG
Diclofenac	0,01	µg/L	0,21	< BG	< BG	< BG	< BG
Ibuprofen	0,01	µg/L	0,092	< BG	< BG	< BG	< BG
Iopamidol	0,01	µg/L	< BG	1,4	< BG	0,61	< BG
Irbesartan	0,01	µg/L	0,5	0,29	0,018	< BG	< BG
Oxipurinol	0,025	µg/L	0,21	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfamethoxazol	0,01	µg/L	0,86	< BG	< BG	< BG	< BG
Valsartansäure	0,01	µg/L	0,45	0,61	0,55	0,61	0,15
Saccharin	0,01	µg/L	0,55	0,26	0,088	< BG	< BG
Sucralose	0,05	µg/L	140	50	57	36	9,6
Melamin	0,01	µg/L	1,1	0,86	0,31	1,0	0,057
Benzotriazol	0,01	µg/L	0,054	n.b.	< BG	0,031	< BG
4-Methylbenzotriazol	0,01	µg/L	0,022	n.b.	< BG	< BG	< BG
1,4-Dioxan	0,025	µg/L	0,1	n.b.	0,082	0,062	< BG
EDTA	0,5	µg/L	22	n.b.	25	6,4	< BG
Bisphenol A	0,005	µg/L	< BG	n.b.	< BG	0,067	-
4-iso-Nonylphenol	0,025	µg/L	< BG	n.b.	< BG	< BG	-
Perfluorbutanoat	0,001	µg/L	0,007	n.b.	< BG	< BG	< BG
Perfluoroctanoat	0,001	µg/L	< BG	n.b.	< BG	< BG	< BG
Perfluornonanoat	0,001	µg/L	< BG	n.b.	< BG	< BG	< BG
Perfluorpentanoat	0,001	µg/L	< BG	n.b.	< BG	0,0069	0,0074
Perfluorhexansulfonat	0,001	µg/L	< BG	n.b.	< BG	< BG	< BG
Perfluoroctansulfonat	0,001	µg/L	0,0098	n.b.	< BG	< BG	< BG

Danach war der Kläranlagenablauf im gesamten Projektzeitraum gut gepuffert (vgl. Säurekapazität bis pH 4,3 = Konzentration an Hydrogenkarbonat), enthielt ausreichend Sauerstoff und wies eine mittlere Mineralisierung sowie leicht erhöhte Werte für die Trübung und die organischen Parameter TOC/SAK/CSB auf. Bei den gelösten Hauptinhaltsstoffen handelt es sich um die Härtebildner  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  (Härte rd. 20 °dH) sowie um Natrium-, Chlorid- und Sulfationen. Auffallend sind relativ niedrige Gehalte an Ammonium (zeitlicher Verlauf mit z. T. erhöhten Werten vgl. **Abbildung 31**), stark schwankende Nitratwerte sowie deutliche Mengen an phosphorhaltigen Verbindungen.

Schwermetalle und toxische Spurenelemente sind nicht in relevanten Mengen vorhanden. Erwartungsgemäß enthält das Klarwasser der kommunalen Kläranlage zahlreiche anthropogene Spurenstoffe, wobei die Konzentrationen überwiegend auf relativ niedrigem Niveau liegen. Ausnahmen hiervon stellen die beiden Lebensmittelzusatzstoffe EDTA (Komplexbildner) und Sucralose (künstlicher Süßstoff) dar, die beide in z. T. vergleichsweise hohen Konzentration enthalten waren. Der zeitliche Verlauf der drei anthropogenen Spurenstoffe Sucralose, Melamin, und Sulfamethoxazol im Kläranlagenablauf sowie in Grundwasserproben aus den Kontrollbrunnen wird im Abschnitt 5.2.5 noch näher bewertet. Darüber hinaus erläutert das Kapitel 5.7 auch die Ergebnisse einer neuartigen Analysenmethode, mit der verschiedene toxische Effekte, die u. U. vom Kläranlagenablauf ausgehen bzw. bei der Bodenpassage minimiert werden, quantifiziert wurden.

Wie erwähnt, erfolgten zusätzlich zu den TZW-Analysen über den gesamten Projektzeitraum Probenahmen und Untersuchungen durch ein peruanisches Labor (anfänglich alle 1-2 später alle 3-4 Wochen) Untersuchungen chemisch-physikalische Basisparameter. Eine graphische Auswertung der Befunde zur elektrischen Leitfähigkeit 25°C (ELF), Sauerstoffkonzentration, total organic carbon (TOC) und zur Trübung (Maß für den Feststoffgehalt) zeigt die **Abbildung 23**.



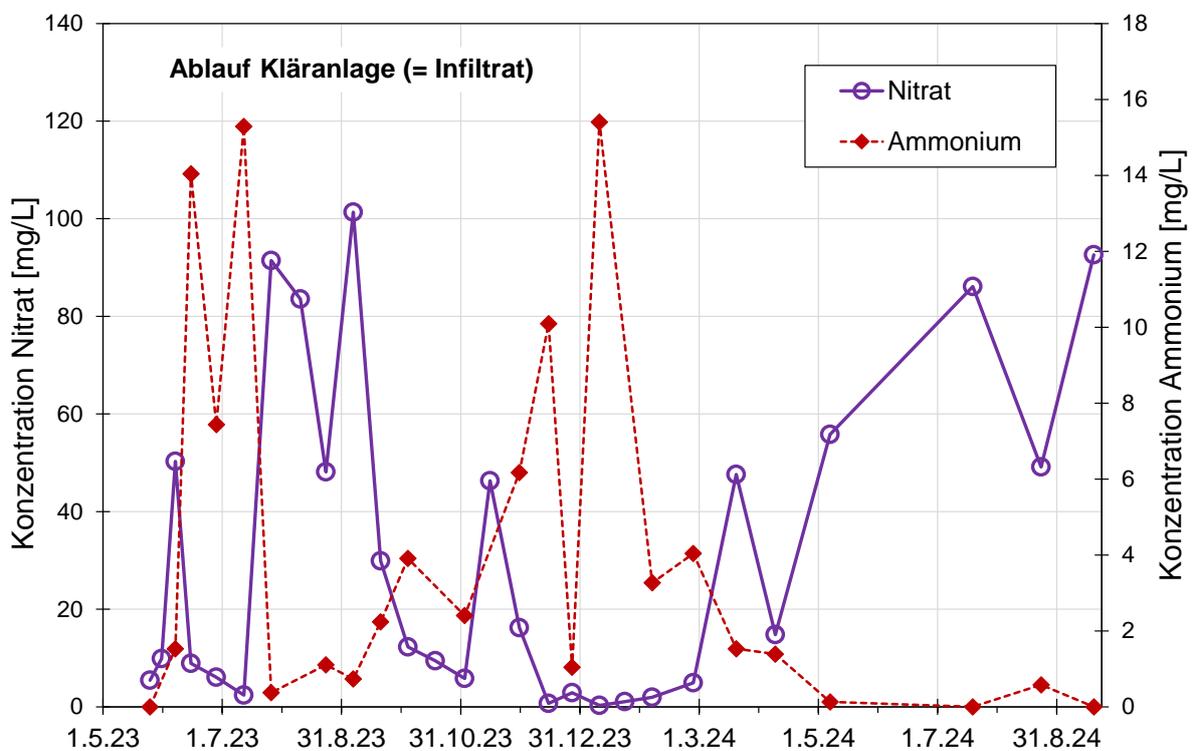
**Abbildung 23:** Elektrische Leitfähigkeit (ELF), Sauerstoffkonzentration, TOC und Trübung im Zulauf der Infiltrationsbecken (Ablauf Kläranlage)

Für die ELF ist ab Dezember 2023 ein Rückgang von rd. 1300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Februar 2024 zu beobachten. Anschließend stiegen die Werte bis zum Projektende im Oktober 2024 wieder kontinuierlich auf 1300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Dies war auf einen erhöhten Grundwasserstand

durch Flusswasserinfiltration in der Regenzeit (Dezember bis April), d. h. In der Zeit mit Wasserführung im Río Lurín, zurückzuführen. Für die Kläranlage Cieneguilla wurde berichtet, dass es bei höheren Grundwasserständen (vgl. hierzu **Abbildung 41**) dazu kommen kann, dass infolge undichter Rohrleitungen relativ gering mineralisiertes Grundwasser in die Kanalisation eindringt.

Aus **Abbildung 23** ist weiterhin zu erkennen, dass der Kläranlagenablauf relativ konstante Sauerstoffgehalte von rd. 5 mg/L aufwies und die TOC-Werte sowie die Trübung lediglich auf leicht erhöhtem Niveau lagen (2-6 mg/L bzw. 3-8 NTU). Hinsichtlich der Infiltration lagen somit bezüglich aller drei Parameter günstige Werte vor.

Aus **Abbildung 24** geht hervor, dass die Konzentrationen an Nitrat und Ammonium im Kläranlagenablauf, d. h. im Zulauf der Infiltrationsbecken, im ersten Betriebsjahr (Mai 2023 bis Mai 2024) stark schwankten (Nitrat: 1 - 100 mg/L, Ammonium <0,5 - 15 mg/L). Dabei zeigt der gegenläufige Verlauf, dass dies auf eine zeitweise unzureichende Nitrifikation zurückzuführen war. Ab Mai 2024 gelang in der Kläranlage stabil eine vollständige Ammoniumoxidation, wobei dann im Infiltrationswasser Nitratkonzentrationen von 60 bis 90 mg/L resultierten.



**Abbildung 24:** Nitrat- und Ammoniumkonzentration im Zulauf der Infiltrationsbecken (Ablauf Kläranlage)

## 5.1.2 Mikrobiologische Parameter (Bakterien, Viren und Parasiten)

Zur Veranschaulichung der mikrobiologischen Beschaffenheit des zur Infiltration verwendeten Klarwassers („Abl. Kläranlage nach Cl<sub>2</sub>“, blau unterlegte Zeilen) sind in **Tabelle 8** entsprechende TZW-Befunde aus der gesamten Projektlaufzeit zusammengestellt. Die angegebenen Befunde des Kläranlagenablaufs vor der Chlorzugabe sowie des Flusswassers (unter bzw. oberstromig zur Einleitstelle der Kläranlage) dienen zum Vergleich.

**Tabelle 8:** Mikrobiologische Analysenergebnisse des Kläranlagenablaufs Cieneguilla vor und nach Chlorung sowie des Flusswassers unter- bzw. oberstromig zur Einleitstelle der Kläranlage

Messstelle	PN-Datum	in 100 mL					in 1 L	
		E. coli	Coliforme Bakterien	Enterokokken	Clostridium perfringens	somatische Coliphagen	Giardia-Cysten	Cryptosporidien -Oocysten
Río Lurín (Unterstrom)	14.03. 2022	13130	1413600	2760	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		69	650	20	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )	25.05. 2023	0	0	0	0	0	n.b.	n.b.
Río Lurín (Unterstrom)	18.08. 2023	2190	104620	400	470	240	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (vor Cl <sub>2</sub> )		980	4390	100	1340	1300	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		4	920	3	300	0	n.b.	n.b.
Río Lurín (Unterstrom)	14.11. 2023	0	3	0	20	0	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (vor Cl <sub>2</sub> )		17330	61310	2400	5200	4400	750	9
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		0	313	0	0	0	750	9
Río Lurín (Oberstrom)	09.06. 2024	< 100	2920	24	3	1	< 0,1	< 0,1
Abl. Kläranlage (vor Cl <sub>2</sub> )		48840	155310	2160	1600	5700	2500	< 2
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		34	308	4	420	1	1800	< 2
Río Lurín (Oberstrom)	23.10. 2024	55	4352	67	9	18	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (vor Cl <sub>2</sub> )		2046	19900	1800	>800	2400	n.b.	n.b.
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		0	0	0	1	0	230	10

Erwartungsgemäß liegen nach den Befunden in **Tabelle 8 vor der Chlorung** im Kläranlagenablauf sehr hohe Werte für die bakteriellen und viralen Indikatororganismen sowie für Cysten bzw. Oocysten von Giardien und Cryptosporidien vor. Durch die Chlorung werden die Indikatororganismen wirksam abgetötet, nicht jedoch die Cysten/Oocysten der humanpathogenen Darmparasiten. Zeitweise leicht erhöhte Werte für Indikatorbakterien im für die Infiltration verwendeten „Abl. Kläranlage nach Chlor“ deuten auf eine zum Untersuchungszeitpunkt unbefriedigende Desinfektionswirkung hin. Hinsichtlich der Einleitung in den Río Lurín ist dies jedoch von untergeordneter Bedeutung, da im oberstromigen Flusswasser zeitweise bereits eine deutliche fäkale Belastung vorliegt.

### 5.1.3 Fazit der Untersuchungen zur Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs

Der Kläranlagenablauf PTAR Cieneguilla weist insgesamt eine gute Beschaffenheit auf und ist für eine kontrollierte Grundwasseranreicherung geeignet. Er ist gut gepuffert, enthält ausreichend Sauerstoff und hat keine stark erhöhten Gehalte an den Neutralsalzen Chlorid und Sulfat. Fest- bzw. Trübstoffe und organische Substanzen sind ebenfalls nicht in problematisch hohen Konzentrationen enthalten. Aus den TOC und CSB-Messdaten ergab sich eine sehr gute Korrelation dieser beiden organischen Summenparameter (CSB/TOC = ca. 3,0). Zu beachten sind deutliche Mengen an phosphorhaltigen Verbindungen sowie zeitweise erhöhte Mengen an Ammonium und Nitrat.

Auch Schwermetalle bzw. toxische Spurenelemente sind nicht in relevanten Mengen vorhanden und die Gehalte an anthropogenen Spurenstoffen liegen überwiegend auf relativ niedrigem Niveau, ähnlich wie in deutschen Flüssen mit höherem Abwasseranteil (z. B. Ruhr, Neckar). Ausnahmen hiervon sind die beiden Lebensmittelzusatzstoffe EDTA (Komplexbildner) und Sucralose (künstlicher Süßstoff), die in signifikanten Konzentrationen im Kläranlagenablauf enthalten sind. Aufgrund ihrer geringen Abbaubarkeit in aeroben Aquiferen eignen sie sich im vorliegenden Fall sehr gut als „Abwassertracer“.

Im Gegensatz zu den bakteriellen und viralen Indikatororganismen werden die im Kläranlagenablauf in vergleichsweise hohen Mengen enthaltenen humanpathogenen Darmparasiten durch die Chlorung nicht abgetötet. Diese Organismen sind somit hinsichtlich ihres Verhaltens bei der Bodenpassage besonders relevant.

## 5.2 Phase 1: Inbetriebnahme

Nach Beginn der Infiltration am 26.05.2023 erfolgte zunächst eine intensive Überprüfung der Infiltrationsleistung der Becken sowie der Funktionsfähigkeit der neu errichteten Kontrollbrunnen. Daran schloss sich ein ca. fünfmonatige Inbetriebnahmephase an, in der anhand regelmäßiger Wasserstandsmessungen und Wasseranalysen erste Betriebserfahrungen gesammelt wurden.

### 5.2.1 Ermittlung der Infiltrationsleistung

Zur Ermittlung der anfänglichen Infiltrationsleistung wurden die Zuflussmengen an Kläranlagenablauf bestimmt, bei der sich in den drei Becken jeweils ein konstanter Wassereinstau einstellte (vgl. **Abbildung 22**). Diese lag bei den Becken IP 1 und IP 3 bei jeweils 1,5 bzw. 2,5 m<sup>3</sup>/h, während im Becken IP 2 auch bei Maximalzufluss von 12,5 m<sup>3</sup>/h (Leistung der Förderpumpe für den Kläranlagenablauf) kein Einstau gelang. In der Folgezeit erfolgte zunächst eine intensiv überwachte Infiltration (werktäglich 8 h) mit Volumenströmen von 1 m<sup>3</sup>/h (IP 1) und 1,5 m<sup>3</sup>/h (IP 3). Im weiteren Verlauf wurden die Infiltrationszeiten auf werktäglich 24 h verlängert. Das Becken IP 2 wurde lediglich in späteren Untersuchungsphasen für eine über mehrere Tage auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhte Infiltration im Rahmen von TZW-Messkampagnen genutzt.

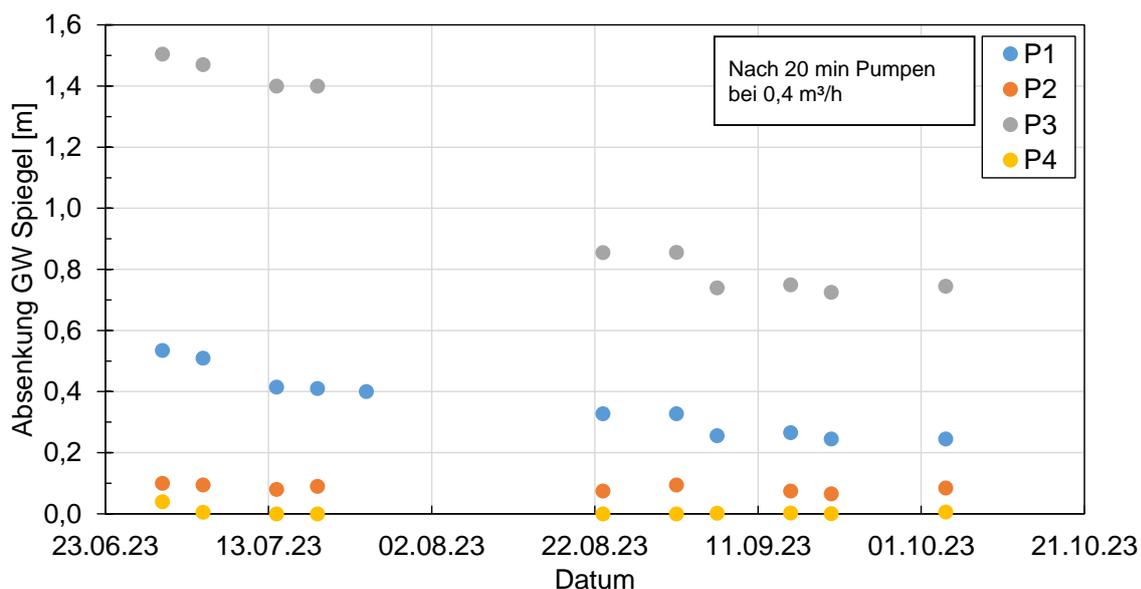
### 5.2.2 Hydraulische Überprüfung der Kontrollbrunnen

Durch die hydraulische Überprüfung der Kontrollbrunnen sollte sichergestellt werden, dass ein entsprechender Anschluss der Brunnenfilterstrecke an die Grundwasserströmung vorlag. Dies

ist Voraussetzung, um mit den Brunnen einerseits aussagekräftige Messungen zum Grundwasserstand, bzw. zur Grundwasserfließrichtung durchführen und andererseits für die Grundwasserbeschaffenheit repräsentative Proben daraus entnehmen zu können.

Zur Entnahme von Grundwasser aus den vier Kontrollbrunnen (Ausbautiefe etwa 10 m und Ruhewasserspiegel rd. 3,5 m uGOK) wurde jeweils ein 9 m langer druckfester Schlauch (Rückschlagventil am Fußende) eingebracht und mit Hilfe einer Saugpumpe Wasser aus dem unteren Bereich der Brunnen gefördert. Über eine druckseitig angebrachte Regelarmatur war dabei ein Volumenstrom von 0,3-0,5 m<sup>3</sup>/h eingestellt. Ein Lichtlot diente dazu, den Ruhewasserspiegel (=Flurabstand) sowie den mit der Abpumpzeit sinkenden Wasserstand im Brunnen zu messen. Dabei zeigte sich bei den Kontrollbrunnen P01 bis P03 nur in den ersten Minuten ein Absinken des Wasserstandes im Brunnen, dann blieb er konstant. Der Kontrollbrunnen P04 (vorhandener Werksbrunnen) zeigte aufgrund seines größeren Ausbaudurchmessers von 0,4 m (P01-P03: 0,1 m) bei der eingestellten Fördermenge keine Absenkung.

**Abbildung 25** zeigt die Differenz zwischen dem Ausgangsniveau (Ruhewasserspiegel) und dem Wasserspiegel in den vier Kontrollbrunnen nach 20 Minuten Abpumpen in der fünfmonatigen Inbetriebnahmephase.



**Abbildung 25:** Absenkung des Grundwasserspiegels nach 20-minütigem Abpumpen

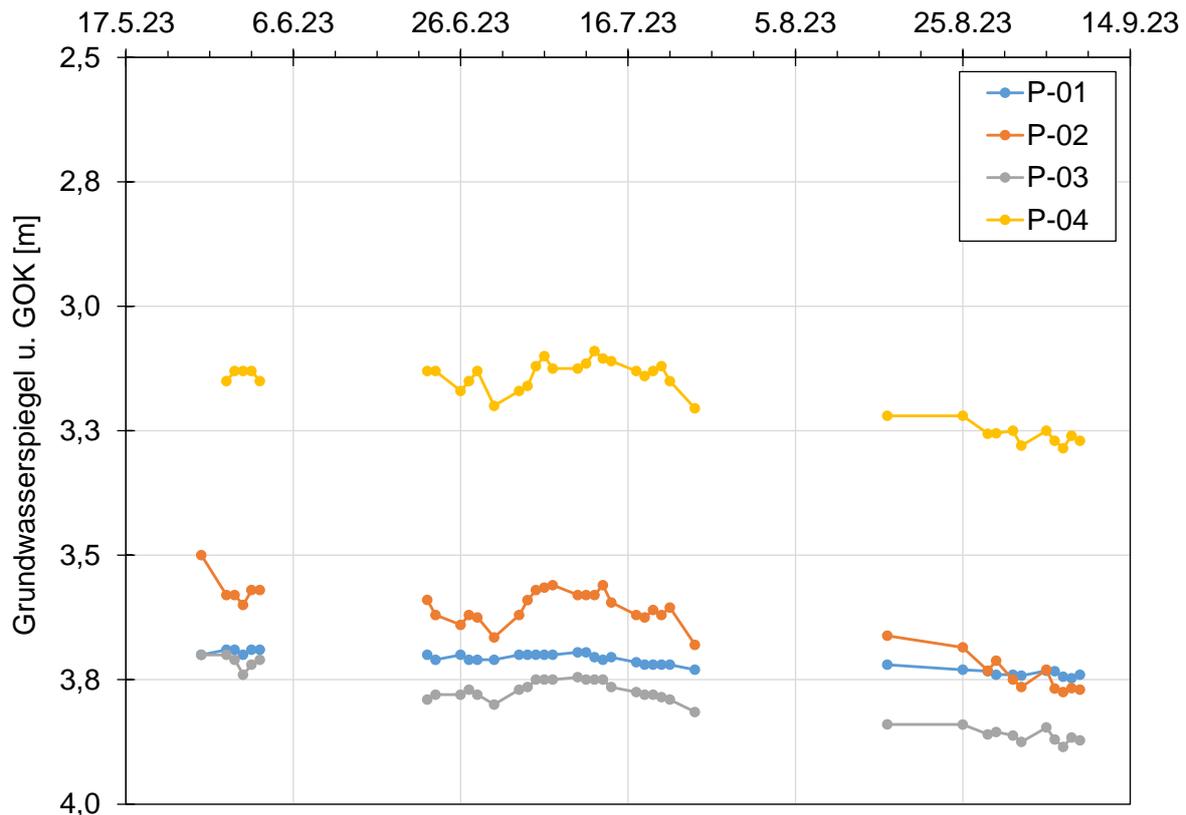
Der Kontrollbrunnen P03 wies danach mit anfänglich 1,5 m und später 0,85 m die stärkste Absenkung auf. Die Kontrollbrunnen P01 und P02 waren dem gegenüber deutlich ergiebiger, so dass bei einer Entnahmemenge von rd. 0,4 m<sup>3</sup>/h der Grundwasserstand lediglich um rd. 0,4 bzw. 0,1 m absank.

Diese Befunde belegen eine ordnungsgemäße Funktionsweise der Kontrollbrunnen. Alle späteren Probenahmen aus den Brunnen erfolgten mit der beschriebenen Vorgehensweise. Eine mindestens 20-minütige Förderung mit einem Volumenstrom von rd. 0,4 m<sup>3</sup>/h vor einer Probenahme bzw. einer vor-Ort-Messung stellte dabei sicher, dass das Stagnationsvolumen

in den Brunnen P01 bis P03 von rd. 20 L mehrmals ausgetauscht worden war und somit frisch zugeströmtes Grundwasser erfasst wurde.

### 5.2.3 Grundwasserstands-Messungen und Grundwasserfließrichtung

**Abbildung 26** zeigt die Ergebnisse der am Tag vor dem Beginn der Infiltration sowie in den ersten drei Betriebsmonaten werktäglich durchgeführten Wasserstandsmessungen in den Kontrollbrunnen.



**Abbildung 26:** Ruhewasserspiegel in den vier Kontrollbrunnen Mai-September 2023

Die angegebenen Werte stellen jeweils den Abstand zwischen der Brunnenkappe (rd. 0,7 m über Grund) und der Wasseroberfläche im Kontrollbrunnen (ohne vorherige Wasserentnahme), d. h. den Ruhewasserspiegel, dar. Es ist zu erkennen, dass der Beginn der Infiltrationsmaßnahme keinen signifikanten Einfluss auf den Grundwasserstand in den beiden Messstellen im Abstrom der Infiltrationsbecken (P02 und P03) hatte.

Die Bestimmung der Grundwasserfließrichtungen basiert auf den Ergebnissen einer im Auftrag von SEDAPAL durchgeführten geodätischen Vermessung der Bezugshöhe (Kontrollbrunnenkappe). In **Abbildung 27** sind die damit ermittelten Ruhewasserspiegel der vier Kontrollbrunnen sowie die Höhe des Flussbettes des Río Lurín (auf Höhe von P02) in Metern über dem Meeresspiegel eingezeichnet.



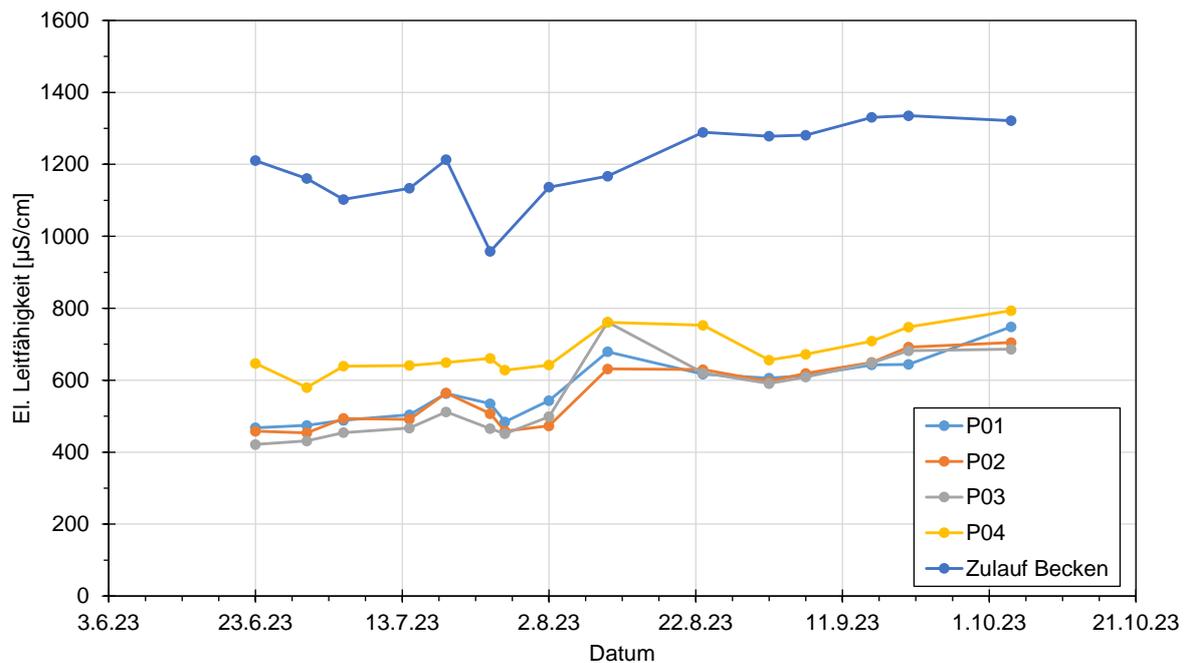
**Abbildung 27:** Am 13.7.2023 ermittelte Ruhewasserspiegel in m ü.NN

Daraus geht hervor, dass das Grundwasser erwartungsgemäß mit der Fließrichtung des Río Lurín, d. h. annähernd von Osten nach Westen strömt. Die Hauptmenge des in den Infiltrationsbecken versickerten Wassers sollte demnach mit dem Grundwasser in Richtung der Messstellen P02 und P03 abfließen.

#### 5.2.4 Zeitlicher Verlauf der Wasserbeschaffenheit

Um einerseits etwaige Veränderungen der Beschaffenheit des zur Infiltration verwendeten Kläranlagenablaufs zu dokumentieren und andererseits zu ermitteln, inwieweit die Infiltrationsmaßnahme die Grundwasserbeschaffenheit verändert, erfolgten in der Inbetriebnahmephase in regelmäßigen Abständen sowohl vor-Ort-Messungen als auch Probenahmen und Analysen durch ein Labor in Lima. Nachfolgend werden wesentliche Ergebnisse dieser Untersuchungen anhand ausgewählter Messdaten erläutert.

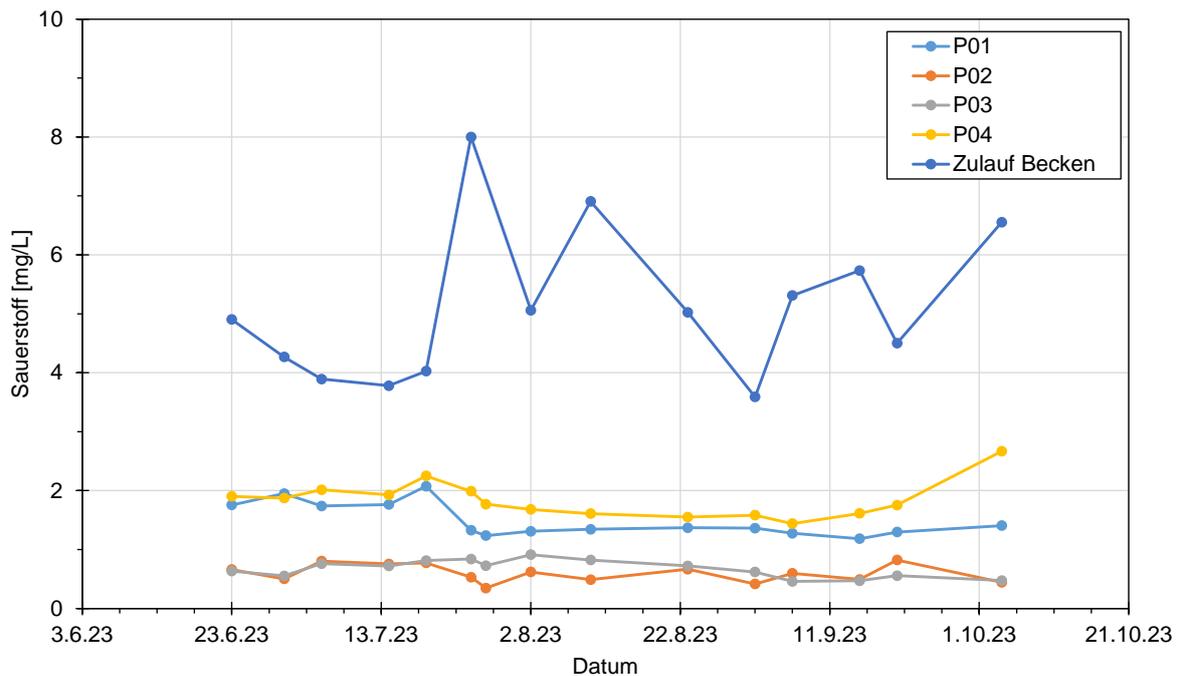
**Abbildung 28** zeigt den Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit (ELF) im Wasser des Zulaufs zu den Becken und den vier Kontrollbrunnen als Maß für den Summengehalt an den ionogenen Hauptinhaltsstoffen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  u. a.).



**Abbildung 28:** Elektrische Leitfähigkeit der Wässer in den vier Kontrollbrunnen und im Kläranlagenablauf (Zulauf der Infiltrationsbecken) im Juni-Oktober 2023

Die ELF des Zulaufes zu den Becken (Kläranlagenablauf PTAR Cieneguilla) lag danach in der gesamten Inbetriebnahmephase relativ konstant bei rd. 1200 µS/cm. Die Mineralisierung des Grundwassers ist mit ELF-Werten zwischen rd. 400 und 700 µS/cm deutlich niedriger. Insgesamt ist nach Beginn der Infiltration, d. h. in der Zeit Juni bis Oktober, eine Zunahme der ELF in allen vier Kontrollbrunnen zu beobachten. Da somit die ELF auch im Grundwasserzustrom zu den Infiltrationsbecken anstieg (Messstelle P01, siehe **Abbildung 16**), bestand die Vermutung, dass dieser Anstieg nicht auf die Infiltration des Kläranlagenablaufs, sondern auf den Beginn der Trockenzeit im Mai 2023 zurückzuführen war. Seitdem war der Abfluss des Río Lurín deutlich zurückgegangen, sodass auch die natürliche Grundwasseranreicherung mit gering mineralisiertem Flusswasser zurückging. Diese Vermutung wurde im weiteren Verlauf der Untersuchungen bestätigt.

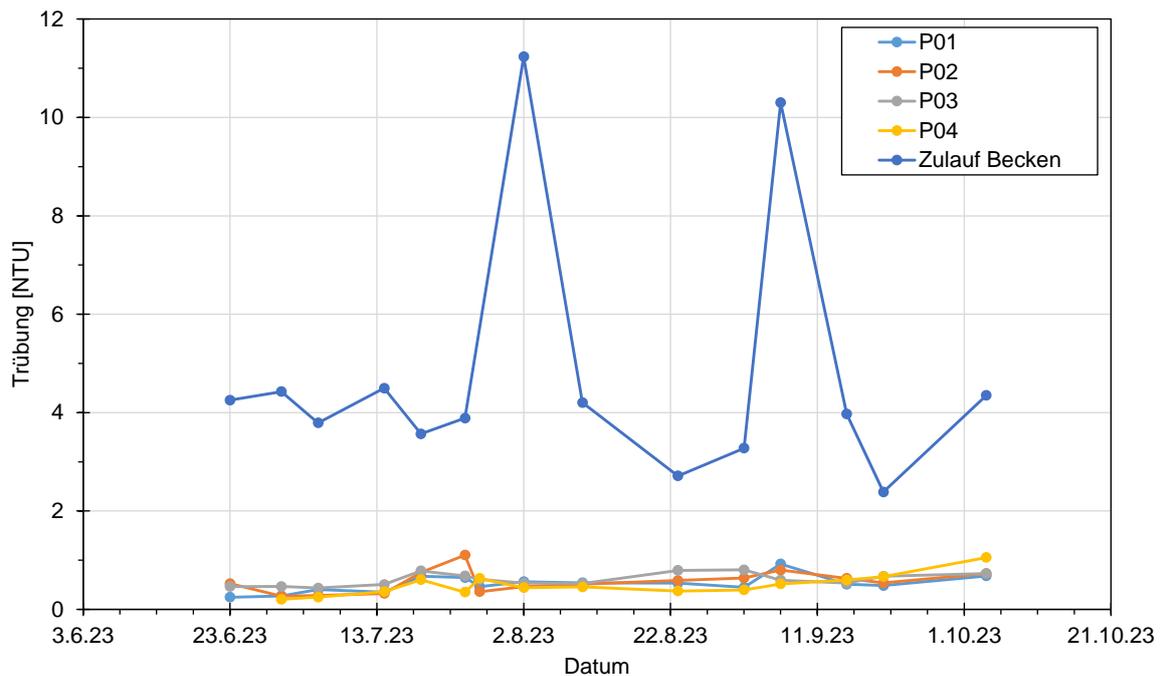
**Abbildung 29** fasst die Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser der Kontrollbrunnen und dem Zulauf zu den Infiltrationsbecken zusammen. Sauerstoff ist ein wichtiger Parameter zur Beurteilung von Redoxprozessen im Aquifer. Dabei sind die ermittelten Sauerstoffgehalte von 4 bis 8 mg/L im Kläranlagenablauf positiv zu bewerten, da dadurch unerwünschte reduktive Verhältnisse, die bspw. zur Freisetzung von Fe<sup>2+</sup> und Mn<sup>2+</sup> führen können, vermieden werden.



**Abbildung 29:** Sauerstoffkonzentration im Grundwasser der Kontrollbrunnen und im Kläranlagenablauf (Zulauf der Infiltrationsbecken) im Juni-Oktober 2023

Die Sauerstoffkonzentration von 0,5 - 2,0 mg/L im Wasser der Kontrollbrunnen sind zwar relativ niedrig und zeigen natürliche mikrobiologische Abbauprozesse im Untergrund an. Dabei kommt es jedoch nicht zu einer vollständigen Sauerstoffzehrung, so dass keine betrieblichen Probleme an den Brunnen infolge von Kolmatation durch Eisenhydroxidausfällungen zu erwarten waren.

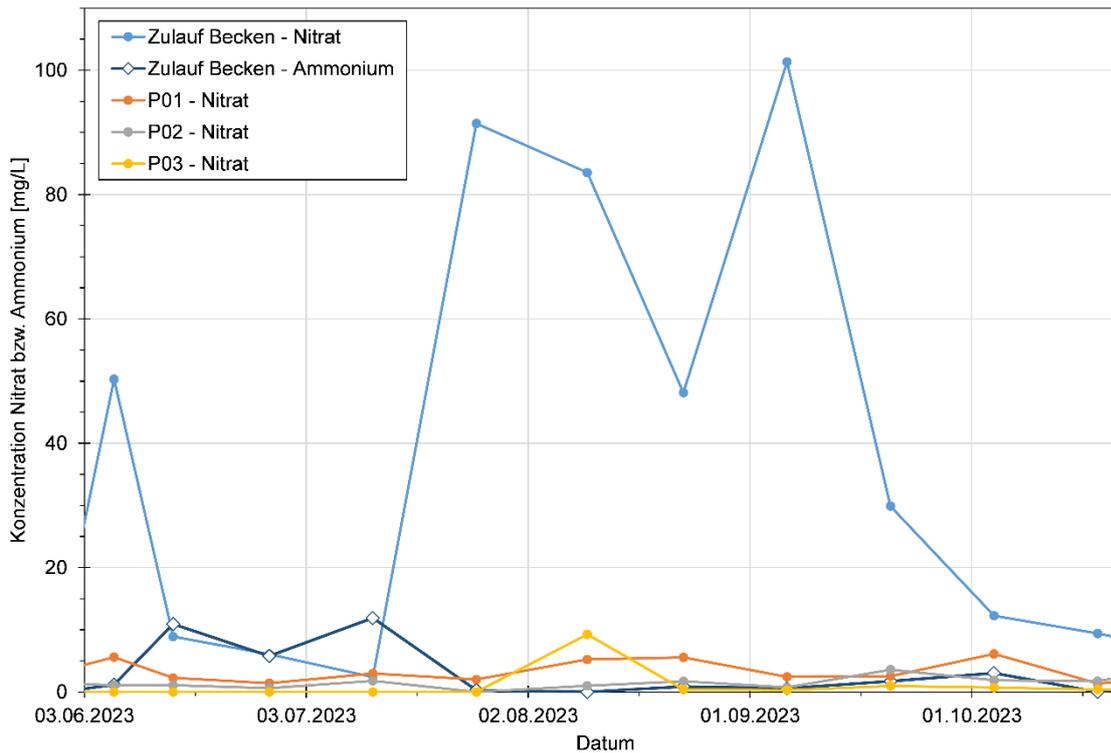
Um Kolmation der Infiltrationsbecken zu minimieren sollte der Feststoffgehalt des infiltrierenden Kläranlagenablaufs möglichst niedrig sein. **Abbildung 30** stellt die Trübungswerte im Zulauf der Infiltrationsbecken und den Grundwässern der vier Kontrollbrunnen in den ersten drei Betriebsmonaten dar. Die Trübung wird mittels Streulichtmessung ermittelt und ist somit ein direktes Maß für den Feststoffgehalt eines Wassers.



**Abbildung 30:** Trübung in den Grundwässern der vier Kontrollbrunnen und im Kläranlagenablauf (Zulauf der Infiltrationsbecken) im Juni-Oktober 2023

Es ist zu erkennen, dass die Trübung und damit der Feststoffgehalt im Infiltrationswasser („Zulauf der Becken“) generell sehr niedrig, meist im Bereich von 3-5 NTU lag, und maximal ein Wert von 11 NTU bestimmt wurde. Die Grundwässer waren erwartungsgemäß immer praktisch trübstofffrei.

Weitere für die Infiltration von gereinigtem Abwasser relevante Parameter sind Nitrat und Ammonium. **Abbildung 31** zeigt eine graphische Auswertung der Nitrat-Befunde im Zulauf der Infiltrationsbecken und dem Grundwasser aus den Kontrollbrunnen P01 bis P03 sowie der Ammoniumkonzentration im Zulauf der Infiltrationsbecken aus der Zeit Juni bis Oktober 2023.



**Abbildung 31:** Nitrat- und Ammoniumkonzentration im Kläranlagenablauf (Zulauf der Infiltrationsbecken) sowie Nitratkonzentrationen im Grundwasser der Kontrollbrunnen P01-P03 im Juni-Oktober 2023

Daraus geht hervor, dass die Ammonium- und die Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf, d. h. im Zulauf der Becken, stark und z. T. gegenläufig schwanken. Dies deutet auf wechselnde Ammoniumgehalte im Zulauf zur Kläranlage sowie instabile Nitrifikationsprozesse in der aeroben Behandlung hin. Die Nitratkonzentration in den Kontrollbrunnen lag immer unter 10 mg/L und schwankte lediglich geringfügig. Bei vertiefenden TZW-Messungen wurde zu keinem Zeitpunkt Ammonium in den Grundwässern festgestellt, was aufgrund der aeroben Milieubedingungen (vgl. Sauerstoffgehalte in **Abbildung 29**) auch nicht zu erwarten war.

Neben den bisher erläuterten und grafisch dargestellten Parametern wurden während der Inbetriebnahmephase von einem Labor in Lima (Certifical SAC) in wöchentlichem bzw. zweiwöchigem Abstand weitere Inhaltsstoffe untersucht. Nach einer Auswertung der entsprechenden Befunde lagen die pH-Werte im Kläranlagenablauf (Zulauf Infiltrationsbecken) im Bereich von 7,2 und aufgrund der Chlorung wurden lediglich selten und dann nur geringe Konzentrationen an Indikatorbakterien (*E. coli* und thermotolerante coliforme Bakterien) im zur Infiltration verwendeten Ablauf der Kläranlage Cieneguilla nachgewiesen. Die Konzentration an organischen Substanzen erfasst über die Parameter TOC und CSB (total organic carbon bzw. chemischer Sauerstoffbedarf) betragen meist rd. 4 mg/L (TOC) bzw. 12 mg/L (CSB). Dabei lagen auch die Maximalwerte von 6,5 mg/L für den TOC und 19,5 mg/L für den CSB noch auf relativ niedrigem Niveau, so dass diesbezüglich eine sehr gute Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs festzustellen ist. Demgegenüber lagen die Phosphatwerte zwischen 2 und 12 mg/L (Mittelwert 5,5 mg/L) auf erhöhtem Niveau.

In den Proben aus den Kontrollbrunnen wurden pH-Werte im Bereich 6,8 - 7,1 ermittelt und die Konzentration an organischen Substanzen sowie an Phosphat lagen auf niedrigem, für Grundwässer typischem Niveau.

Die Befunde der im Kläranlagenablauf in einem engen zeitlichen Raster auf ausgewählte Parameter durchgeführten Untersuchungen durch das lokale Labor waren mit Ausnahme von Ammonium in Übereinstimmung mit den entsprechenden TZW-Ergebnissen aus Stichtagsmessungen (vgl. Kapitel 5.1). Bezüglich des Ammoniums wurden durch die regelmäßigen Messungen des lokalen Labors starke Schwankungen im Ablauf der Kläranlage festgestellt, die bei den Stichtagsmessungen des TZW nicht aufgefallen waren.

### 5.2.5 Vertiefende Analysen

Ergänzend zu den regelmäßigen Untersuchungen durch ein Analysenlabor in Lima erfolgten vor Beginn der Infiltrationsmaßnahme am 26.05.2023 und nach rd. dreimonatigem Infiltrationsbetrieb am 15.08.2023 Probenahmen und anschließend umfassende Wasseranalysen im Labor am TZW in Karlsruhe. Nachfolgend werden ausgewählte Befunde u. a. zu anthropogenen Spurenstoffen sowie die Ergebnisse orientierender mikrobiologischer Analysen näher betrachtet.

#### Chemische Basisparameter und anthropogene Spurenstoffe

Wie in Kapitel 5.1 beschrieben, enthält der zur Infiltration verwendete Kläranlagenablauf zahlreiche anthropogene Spurenstoffe (vgl. Kapitel 5.1), so dass in der Inbetriebnahmephase auch Untersuchungen zu deren Auftreten im Grund- und Flusswasser (Unterstrom) erfolgten. **Tabelle 9** zeigt eine Zusammenstellung ausgewählter Resultate, wobei zusätzlich zu den anthropogenen Spurenstoffen im oberen Teil auch chemische Basisparameter gelistet sind.

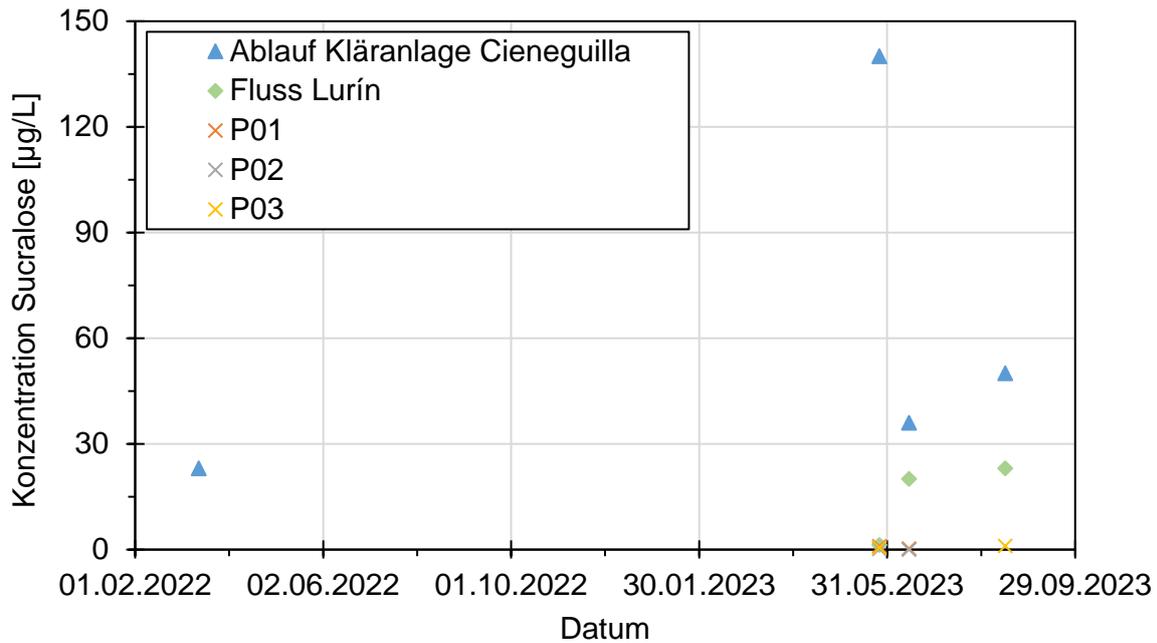
**Tabelle 9:** Chemische Basisparameter und anthropogene Spurenstoffe im Grund- und Flusswasser

		P01		P02		P03		Río Lurín (Unterstrom)	
		26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023
Säurekap. pH4,3	mmol/L	2,2	2,82	2,08	2,69	2,04	2,24	2,7	n.b.
Calcium	mg/L	61	90	58,9	84,9	44,5	77,5	61,9	93,2
Magnesium	mg/L	7,6	12	7	10,9	6,1	10	9,6	15,2
Eisen	mg/L	0,06	<0,01	0,05	<0,01	0,32	0,06	<0,01	<0,01
Mangan	mg/L	0,052	0,008	0,051	0,032	0,158	0,136	0,019	0,017
Natrium	mg/L	25,2	37,1	22,4	37,8	30	38,8	37,5	66,1
Kalium	mg/L	2,9	3,6	3,2	3,9	3,7	4,4	4,9	8,7
Chlorid	mg/L	38,7	60,5	32,3	62	30,2	63,1	57,2	110
Nitrat	mg/L	3,3	8,7	2	1,9	< BG	0,8	1,8	31,3
Sulfat	mg/L	74,3	126	69,9	120	64,4	127	96,6	153
Phosphor, ges.	mg/L	<0,1	n.b.	<0,1	n.b.	0,1	n.b.	0,4	1,37
TOC	mg/L	1,8	0,99	2	1,2	1,4	1,1	2,1	3,1
SAK, 254 nm	1/m	2,1	2,0	2,4	2,5	2,5	2,3	4,1	5,4
Arsen	mg/L	n.b.	n.b.	0,003	0,003	n.b.	0,005	0,006	0,004
Uran	mg/L	n.b.	n.b.	0,0013	0,0044	n.b.	0,0011	0,0011	0,0014
Melamin	µg/L	0,071	0,034	0,069	0,028	0,12	0,03	0,19	0,46
Diclofenac	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,047	0,056
Ibuprofen	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	<0,01
Iopamidol	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,7

		P01		P02		P03		Río Lurín (Unterstrom)	
		26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023
Irbesartan	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,016	0,015	0,066	0,12
Oxipurinol	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,036	<0,01	<0,01	<0,01
Sulfamethoxazol	µg/L	0,024	0,04	<0,01	<0,01	0,025	0,02	0,2	0,011
Valsartansäure	µg/L	0,012	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,082	0,33
Saccharin	µg/L	< BG	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	<0,01	0,095	0,13
Sucralose	µg/L	0,87	n.b.	0,11	n.b.	0,5	0,98	13	23

Nach den chemisch-physikalischen Befunden im oberen Teil von **Tabelle 9**, haben das Flusswasser und die Grundwässer aus den drei eingehender untersuchten Kontrollbrunnen P01 bis P03 eine untereinander vergleichbare Beschaffenheit. Sie sind relativ weich (Summe Calcium und Magnesium rd. 2 mmol/L bzw. 12 °dH), gut gepuffert (vgl. Säurekapazität bis pH 4,3) und enthalten signifikante Mengen an den Neutralsalzen Chlorid und Sulfat. Mit Ausnahme vernachlässigbarer Mengen an Arsen und Uran sind keine Schwermetalle bzw. toxischen Spurenelemente enthalten. Organische Substanzen (erfasst über den TOC und SAK254), Phosphorverbindungen und anthropogene Spurenstoffe sind im Flusswasser in leicht erhöhten bzw. im Fall des Süßstoffs Sucralose in deutlich erhöhter und in den drei Grundwässern in geringen Mengen enthalten. Auffällig ist der Anstieg der Konzentrationen aller Wasserinhaltsstoffe sowohl in den Grundwässern als auch im Flusswasser vom Mai zum August. Wie bereits, erwähnt ist dies Folge der rückläufigen Abflussmenge im Río Lurín (geringere Verdünnung durch Regenwasser aus den Bergen) mit Beginn der Trockenzeit im April. Insgesamt zeigen die Befunde, dass die Grundwasserneubildung durch Infiltration von Flusswasser erfolgt, wobei die Bodenpassage organische Substanzen und Phosphorverbindungen abbaut.

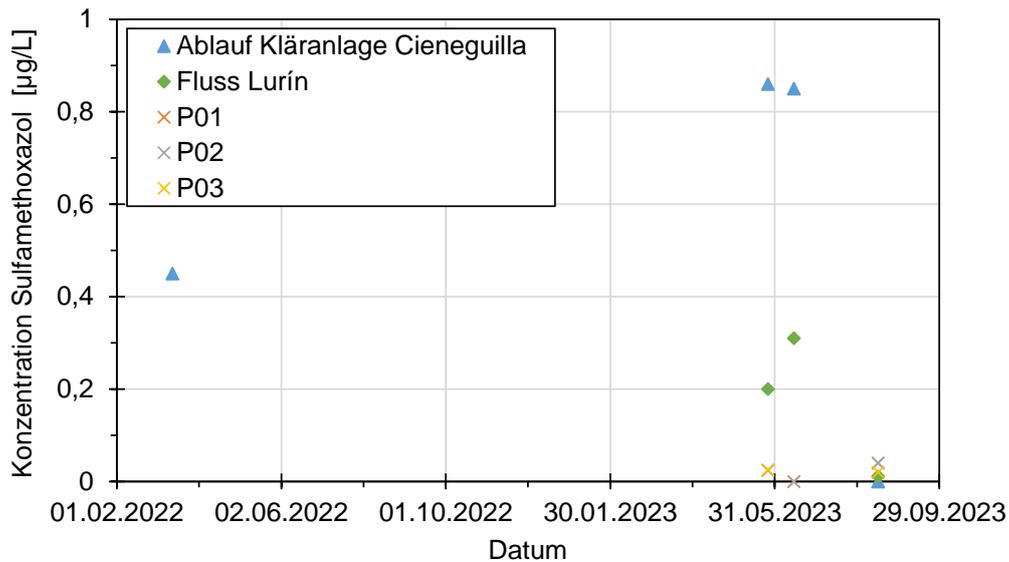
Die folgenden Abbildungen zeigen den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen an den drei anthropogenen Spurenstoffen Sucralose, Melamin und Sulfamethoxazol im Klarwasser der Kläranlage, im Flusswasser des Río Lurín (unterstromig zur Einleitstelle Kläranlage Cieneguilla) und im Grundwasser der Kontrollbrunnen P01 bis P03. Sucralose ist ein künstlicher Süßstoff, der in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut wird. Bei Melamin handelt es sich um eine häufig verwendete Industriechemikalie. Sulfamethoxazol ist ein Antibiotikum, das ebenfalls in der Umwelt nur langsam abgebaut wird.



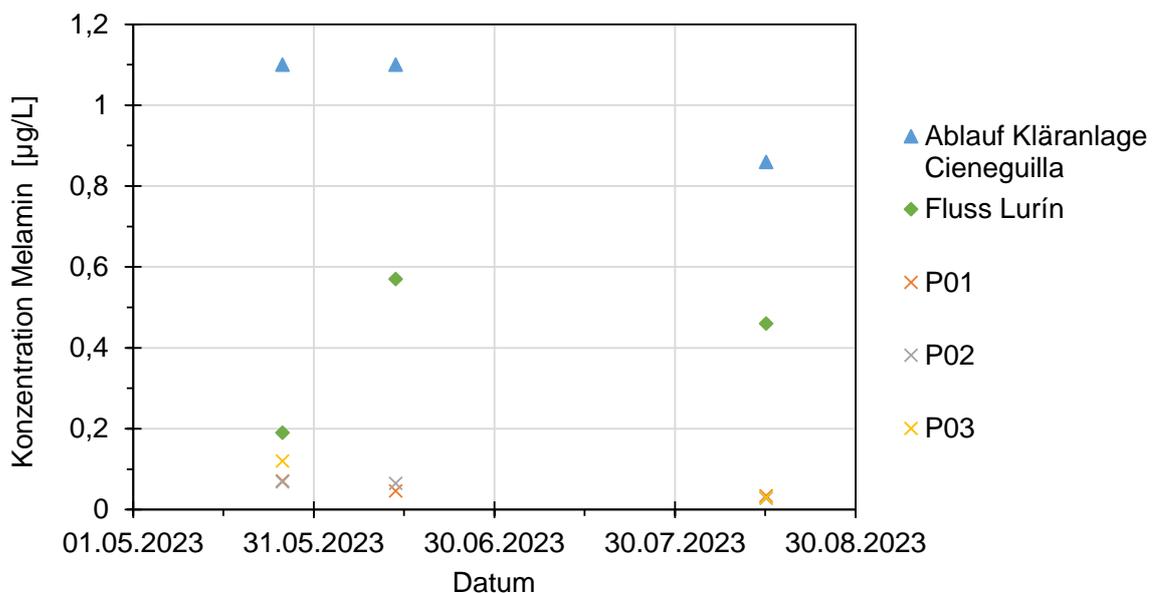
**Abbildung 32:** Konzentration von Sucralose in verschiedenen Messstellen der Pilotanlage

Nach **Abbildung 32** lag Sucralose im Kläranlagenablauf in Konzentrationen zwischen 23 und 140 µg/L vor. Diese relativ hohen Werte waren nicht unerwartet, da Sucralose in zahlreichen Nahrungsmitteln und Getränken enthalten ist und bei der Abwasserreinigung nicht entfernt wird. Dementsprechend enthält auch das Flusswasser unterstromig zur Einleitstelle Kläranlage Cieneguilla signifikante Mengen an Sucralose zwischen 1,1 und 23 µg/L. Die gemessenen Konzentrationen werden dabei von der stark schwankenden Abflussmenge an Flusswasser bestimmt.

In allen drei Kontrollbrunnen lag am 26.05.2023 vor Beginn der Infiltrationsversuche sowie auch während der gesamten Inbetriebnahmephase eine ähnliche und relativ niedrige Sucralose-Konzentration von 0,2 - 0,9 µg/L vor. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Grundwasserneubildung durch natürliche Infiltration von Flusswasser erfolgt und Sucralose im Aquifer nur sehr langsam abgebaut wird. Zu berücksichtigen ist, dass die Messdaten zur Flusswasserkonzentration aus der Trockenzeit stammen. Während der Regenzeit bei hoher Wasserführung im Río Lurín liegen deutlich niedrigere Sucralosekonzentrationen im natürlich infiltrierenden Flusswasser vor.



**Abbildung 33:** Konzentration von Sulfamethoxazol in verschiedenen Messstellen der Pilotanlage



**Abbildung 34:** Konzentration von Melamin in verschiedenen Messstellen der Pilotanlage

Für die Substanzen Sulfamethoxazol und Melamin gehen aus der **Abbildung 33** und der **Abbildung 34** ähnliche Zusammenhänge hervor, wie bereits für Sucralose beschrieben. Die Konzentrationen liegen jedoch auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Auch hier zeigen die Messwerte, dass die natürliche Flusswasserinfiltration die Beschaffenheit des Grundwassers bestimmt und es in der Inbetriebnahmephase nicht zu einem Anstieg der Grundwasserkonzentrationen kam.

#### Mikrobiologische Parameter

Bei der Uferfiltration bzw. generell bei der Bodenpassage erfolgt erfahrungsgemäß eine sehr effektive Reinigung, so dass von einer einwandfreien mikrobiologischen Beschaffenheit der Grundwässer in den Kontrollbrunnen P01-P03 auszugehen war. Allerdings sind Probenahmen für mikrobiologische Analysen an derartigen, neu ausgebauten Brunnen problematisch, da mit

Verunreinigungen aus der Bauphase zu rechnen ist. Im vorliegenden Fall war zusätzlich auch die Methodik der Grundwasserförderung, mit einer mobilen Einheit aus Entnahmeschlauch und Saugpumpe, die für die Probenahme in den jeweiligen Brunnen eingebracht wurde, anfällig für Kontaminationen durch bzw. während der Probenahme.

Die mikrobiologischen TZW-Messungen zu Beginn der Inbetriebnahmephase dienten deshalb insbesondere dazu, geeignete Probenahmebedingungen zu ermitteln. Vor Beginn der Infiltration über die Versickerungsbecken wurden deshalb am 25.5.2023 an den drei Brunnen nach jeweils einer ca. einstündigen Abpumpzeit (Förderrate rd. 0,5 m<sup>3</sup>/h) Proben entnommen. Bei Brunnen P02 erfolgte zu Beginn der Pumpphase zusätzlich eine Desinfektion des Entnahmesystems. Hierzu wurde rd. 10 L einer Calciumhypochlorit-Lösung (rd. 10 mg/L freies Chlor) durch den Entnahmeschlauch in den Brunnen eingefüllt. Nach 10-minütiger Einwirkzeit wurde das chlorhaltige Brunnenwasser zunächst über die Dauer von 10 Minuten mit auf 0,1 m<sup>3</sup>/h verringertem Volumenstrom durch den Schlauch und die Saugpumpe gefördert. Anschließend erfolgte über die Dauer von ca. 60 Minuten ein „Klarpumpen“ mit einem Volumenstrom von 0,5 m<sup>3</sup>/h, wobei bereits nach 5 Minuten kein Chlor im geförderten Brunnenwasser feststellbar war.

Die Befunde in **Tabelle 10** zeigen, dass bei dieser Vorgehensweise die mikrobiologischen Befunde des Grundwassers aus dem Kontrollbrunnen P02 einwandfrei waren. Dagegen lagen in den Proben aus den Brunnen P01 und P03 deutliche bakterielle Belastungen vor, die wie oben ausgeführt vermutlich auf Kontaminationen infolge der Probenahmebedingungen zurückzuführen waren. Dies bestätigen auch die Ergebnisse einer Nachuntersuchung nach ca. 3-wöchigem Betrieb der Infiltrationsbecken am 14.06.2023.

**Tabelle 10:** Mikrobiologische Analysenergebnisse aus der Inbetriebnahmephase der MAR-Pilotanlage auf dem Gelände der Kläranlage Cieneguilla

Messstelle	PN	Bakterien bzw. Viren pro 100 mL				
		E. coli	Coliforme Bakterien	Enterokokken	Clostridium perfringens	somatische Coliphagen
P01	25.05. 2023	310	6310	40	0	0
P02*		0	0	0	0	0
P03		37	23590	12	2	0
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		0	0	0	0	0
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )	14.06. 2023	0	0	0	0	0
P03*		0	36	0	0	0
Abl. Kläranlage (vor Cl <sub>2</sub> )	18.08. 2023	980	4390	100	1340	1300
Abl. Kläranlage (nach Cl <sub>2</sub> )		4	920	3	300	0
Río Lurín - Unterstrom		2187	104620	400	470	242
P02		0	9	0	0	0

\* System vor PN mit Ca(HOCl)<sub>2</sub> desinfiziert

## 5.2.6 Fazit der Untersuchungen in der Inbetriebnahmephase

Die Überprüfung der Infiltrationsleistung der drei neu errichteten Becken ergab bereichsweise sehr hohe Versickerungsraten. Dies war auf den stark klüftigen Untergrund zurückzuführen. Wie auf **Abbildung 17** zu erkennen ist, besteht die Geländeoberfläche der Kläranlage Cieneguilla aus Geröll. Nachdem an einigen Stellen unterhalb des Infiltrationsbeckens IP 2 Feinkorn aus den Zwischenräumen ausgespült worden war, konnte versickerndes Wasser sehr schnell abfließen. Um natürliche Abbauprozesse im Oberboden nutzen zu können, wurden im nachfolgenden Routinebetrieb lediglich die beiden geringer durchlässigen Becken IP 1 und IP 3 genutzt und darin mit einem auf rd. 1 bzw. 2,5 m<sup>3</sup>/h begrenzten Volumenstrom eine gewisse Einstauhöhe eingestellt.

Die hydraulische Überprüfung der Kontrollbrunnen bestätigte für die drei neu errichteten und den auf dem Gelände vorhandenen Brunnen (P04) deren volle Funktionsfähigkeit. Die jeweilige Brunnenfilterstrecke ist an die Grundwasserströmung angeschlossen. Die Brunnen erlauben somit aussagekräftige Messungen zum Grundwasserstand, bzw. zur Grundwasserfließrichtung, als auch die Entnahme von für die Grundwasserbeschaffenheit repräsentativen Proben. Der Ruhewasserspiegel in den bis ca. 10 m unter Gelände ausgebauten Brunnen P01 bis P03 liegt bei rd. 3 bis 4 m uGOK (unter Geländeoberkante) und bei Fördermengen von 0,4 m<sup>3</sup>/h stellt sich darin innerhalb weniger Minuten eine konstante Absenkung von lediglich 0,1 bis 0,8 m ein.

Nach den Ergebnissen der Grundwasserstands-Messungen wird der Grundwasserstand im Untersuchungsgebiet erwartungsgemäß vom Wasserstand im Río Lurín, d. h. durch die Menge an infiltrierendem Flusswasser bestimmt. Das oberflächennahe Grundwasser strömt überwiegend parallel zum Río Lurín, mit einer in der Trockenzeit (Mai bis Oktober) zum Flussbett hin gerichteten Komponente. Bei den in der viermonatigen Inbetriebnahmephase im Mai bis September 2023 eingestellten Betriebsbedingungen (Volumenstrom von rd. 3,5 m<sup>3</sup>/h, werktäglich 8 h/Tag) wirkte sich nach den Messdaten aus den Kontrollbrunnen P02 und P03 die Infiltration nicht auf den Grundwasserstand im Abstrom der Becken aus.

Das Grundwasser aus den Kontrollbrunnen hat die erwartete Beschaffenheit. Es ist gering sauerstoffhaltig, relativ weich sowie huminstoffarm und enthält geringe Mengen an verschiedenen anthropogenen Spurenstoffen. Mit Beginn der Trockenzeit, d. h. geringerem Abfluss des Río Lurín und steigenden Konzentration im Flusswasser, steigen auch die Konzentrationen der Inhaltsstoffe im Grundwasser an (z. B. Härte, Neutralsalze und Sucralose). Insgesamt zeigen die Befunde, dass die Grundwasserneubildung durch Infiltration von Flusswasser erfolgt, wobei die Bodenpassage im Flusswasser enthaltene organische Substanzen, Phosphorverbindungen und z. T. auch anthropogene Spurenstoffe abbaut.

Anhand des zeitlichen Verlaufs der Wasserdaten, u. a. der drei im infiltrierten Kläranlagenablauf in signifikanten Mengen enthaltenen anthropogenen Spurenstoffe Sucralose, Melamin und Sulfamethoxazol („Abwassertracer“), war unter den in der Inbetriebnahmephase eingestellten Randbedingungen kein Einfluss der Infiltrationsmaßnahme auf die Grundwasserbeschaffenheit festzustellen. Dies ist im Einklang mit den Ergebnissen der Grundwasserstandsmessungen.

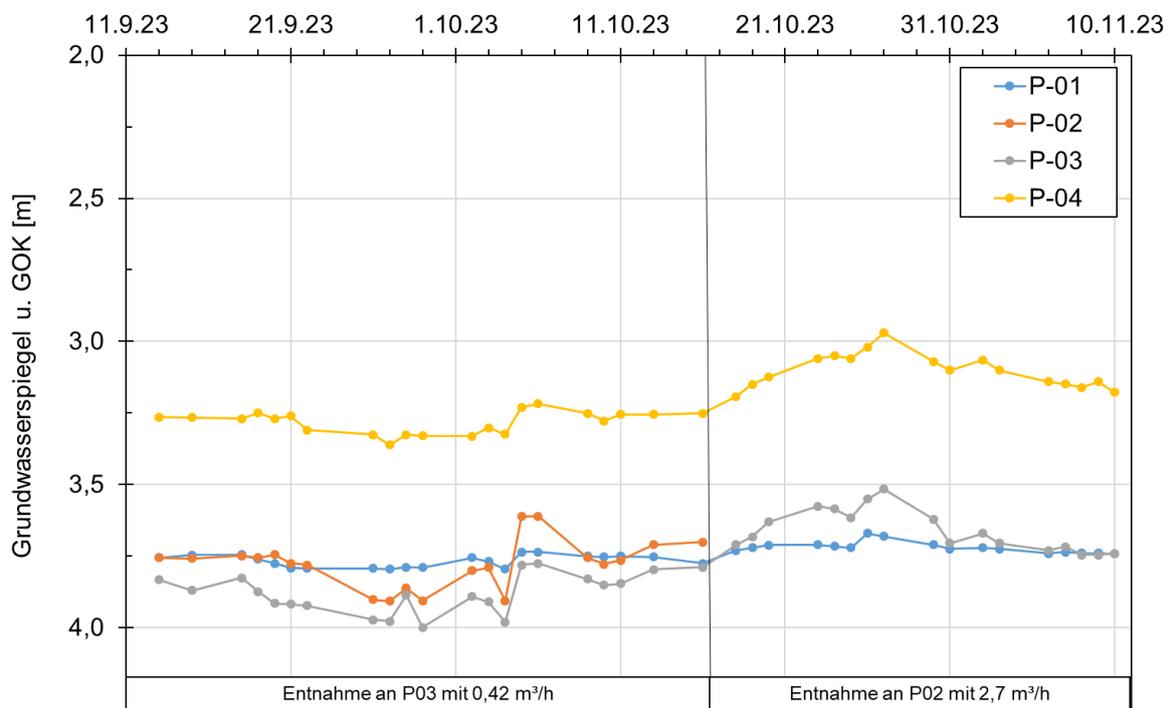
Die Entnahme von Grundwasserproben ist aufgrund der technischen Randbedingungen anfällig für mikrobiologische Sekundärkontaminationen. Anhand gezielter Untersuchungen wurde eine Methodik validiert, die eine einwandfreie Probenahme und damit auch eine Bewertung der mikrobiologischen Grundwasserbeschaffenheit erlaubt.

## 5.3 Phase 2: Kurzzeitversuche mit erhöhten Ex- und Infiltrationsraten

### 5.3.1 Erhöhte Grundwasserförderung/Exfiltration

Nachdem unter den Betriebsbedingungen der ersten Monate des Pilotversuchs (Mai bis August 2023) kein Einfluss der Infiltrationsmaßnahme auf die Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom der Becken festzustellen war, erfolgten in Phase 2 gezielte Untersuchungen, um zu prüfen, inwieweit durch eine verstärkte Förderung aus den Kontrollbrunnen darin anteilig auch infiltrierter Kläranlagenablauf erfasst werden kann. Dabei wurde zunächst im Zeitraum 12.09. bis 13.10.2023 kontinuierlich mit einem Volumenstrom von 0,42 m<sup>3</sup>/h aus dem Kontrollbrunnen P03 gefördert. Anschließend wurde unter Einsatz einer stärkeren Pumpe in der Zeit 16.10. bis 10.11.2023 kontinuierlich ein Volumenstrom von 2,7 m<sup>3</sup>/h aus dem Kontrollbrunnen P02 entnommen.

Aus den in den Kontrollbrunnen gemessenen Grundwasserspiegeln in **Abbildung 35** ist weder durch die kontinuierliche Entnahme aus dem Kontrollbrunnen P03 mit einer Pumpleistung von 0,42 m<sup>3</sup>/h noch die stark erhöhte Förderung aus dem Brunnen P02 eine Absenkung der Grundwasserstände, sondern ein tendenzieller Anstieg abzuleiten. Während der Entnahme aus P02 war aufgrund des Durchmessers der dabei eingebauten Steigleitung keine Messung des Grundwasserspiegels möglich.



**Abbildung 35:** Grundwasserspiegel in den Kontrollbrunnen während verstärkter Grundwasserentnahme

Der Befund, dass der Grundwasserspiegel in den anderen Kontrollbrunnen trotz der erhöhten Entnahme aus P02 nicht abnahm, sondern anstieg zeigt, dass der Untergrund des Untersuchungsgebiets eine relativ hohe Durchlässigkeit aufweist und der Grundwasserstand unmittelbar vom Wasserstand im Río Lurín bestimmt wird.

Zum Wasserstand bzw. zur Abflussmenge des Río Lurín sind zwar keine Daten verfügbar, jedoch lässt die visuelle Beobachtung erste Schlüsse auf die Größenordnung des Durchflusses zu. **Abbildung 36** bzw. **Abbildung 37** zeigt den Río Lurín am 26.10.2023 mit einer gemessenen Leitfähigkeit von 229  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bzw. am 30.10.2023 mit einer gemessenen Leitfähigkeit von 397  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dies bestätigt einerseits die erwartete Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers des Río Lurín von der Abflussmenge, d.h. dem Anteil an Regenwasser im Fluss. Andererseits kann damit der Anstieg und Abfall der Wasserstände in den Messstellen P03 und P04 nachvollzogen werden.

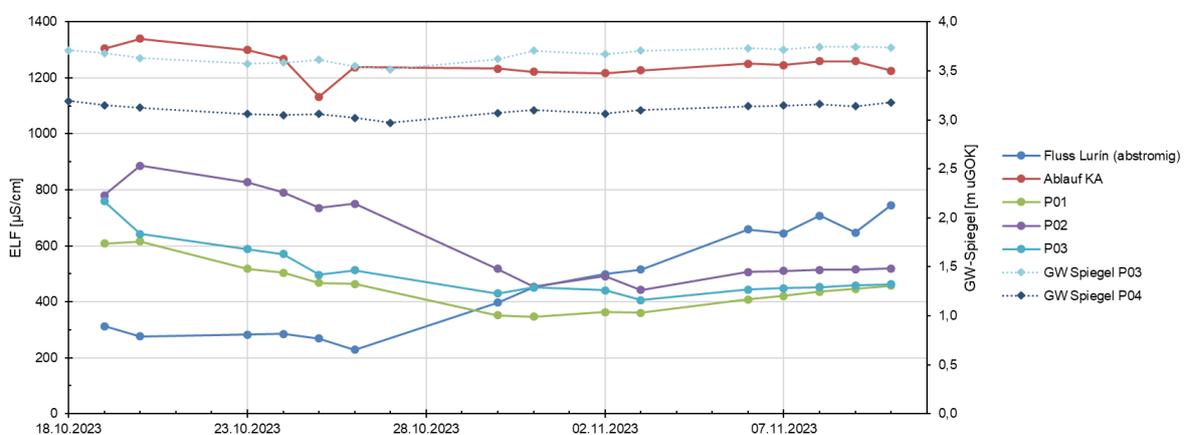


**Abbildung 36:** Río Lurín am 26.10.2023



**Abbildung 37:** Río Lurín am 30.10.2023

Auch die in **Abbildung 38** dargestellten Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit bestätigen, dass das Grundwasser stark vom Río Lurín und weniger von der Infiltrationsmaßnahme beeinflusst ist. Dies gilt für alle drei gezeigten Kontrollbrunnen.

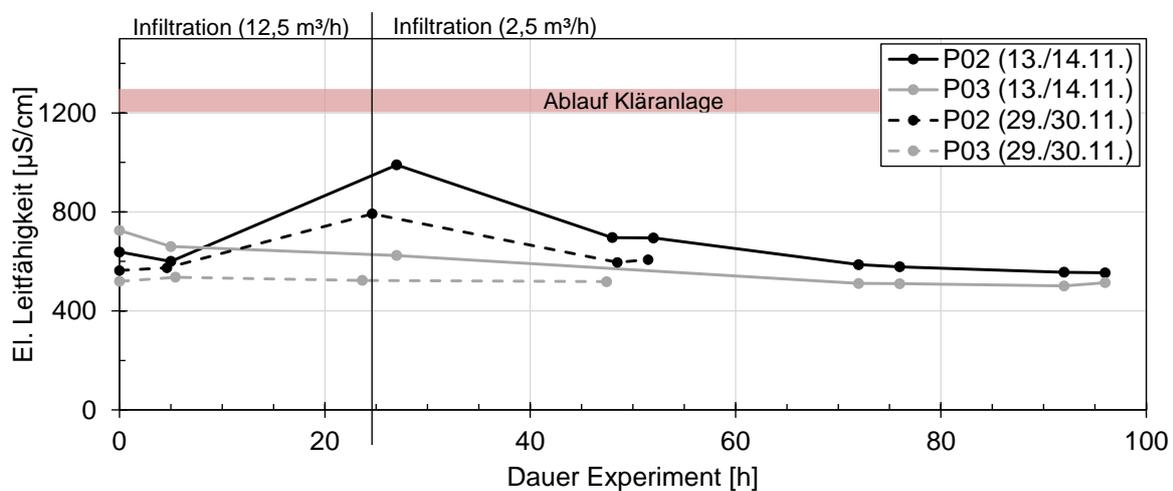


**Abbildung 38:** Elektrische Leitfähigkeiten während der verstärkten Entnahme aus P02

### 5.3.2 Intensivierte Infiltration

Nachdem mittels verstärkter Grundwasserförderung in den Kontrollbrunnen P02 und P03 kein infiltrierter Kläranlagenablauf erfasst werden konnte, wurde in zwei Kurzzeitexperimenten versucht, dieses Ziel durch eine intensivierete Infiltration zu erreichen. Dabei wurden den drei Infiltrationsbecken am 13./14. November und nochmals am 29./30. November 2023 jeweils über die Dauer von 28 Stunden ein Volumenstrom von rd. 12,5 m<sup>3</sup>/h, d. h. insgesamt 350 m<sup>3</sup> zugeführt und begleitende wasseranalytische Messungen durchgeführt.

**Abbildung 39** zeigt die im Kläranlagenablauf und in den Grundwässern aus den Kontrollbrunnen P02 und P03 gemessene elektrische Leitfähigkeit (ELF), wobei die Befunde der zweiten Messreihe aus den gestrichelten Linien hervorgehen. Für die Probenahmen wurde für die Dauer von 20 Minuten ein Volumenstrom von rd. 0,5 m<sup>3</sup>/h gefördert.



**Abbildung 39:** ELF über den Versuchszeitraum während und nach intensivierter Infiltration

Bei beiden Untersuchungsreihen kam es als Folge der verstärkten Infiltration mit 12,5 m<sup>3</sup>/h zu einem deutlichen Anstieg der ELF im Grundwasser aus dem Kontrollbrunnen P02 und insgesamt eine Annäherung an die Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs, während dies beim Kontrollbrunnen P03 nicht zu beobachten war. Nach Ende des Experiments mit erhöhter Infiltrationsrate ging die ELF im Brunnenwasser P02 relativ schnell wieder auf das Ausgangsniveau zurück. Die schnelle Zu- und Abnahme der ELF zeigt eine sehr kurze Aufenthaltszeit des infiltrierten Wassers im Untergrund an. Dies ist bei der Interpretation der Befunde zur Reinigungswirksamkeit bei der Bodenpassage in Folgeabschnitten zu berücksichtigen.

### 5.3.3 Wasserbeschaffenheit bei intensivierter Infiltration

Während des ersten Experimentes mit intensivierter Infiltration wurden Proben zur weitergehenden Analytik im Labor am TZW in Karlsruhe entnommen. Dabei erfolgten im Kontrollbrunnen P02 vor Beginn der intensivierten Infiltration (13.11.2023) und unmittelbar nach Ende des Infiltrationsexperiments (14.11.2023) Probenahmen.

Eine Auswahl der Befunde von chemischen Parametern ist zusammen mit den Daten weiterer Messstellen in **Tabelle 11** dargestellt.

**Tabelle 11:** Ausgewählte chemische Befunde vor (13.11) und nach (14.11) 28 h intensivierter Infiltration

		Lurín <sup>1</sup>	Lurín <sup>2</sup>	Abl. KA <sup>3</sup>	P2		P3
		13.11.2023	14.11.2023	13.11.2023	14.11.2023	14.11.2023	
ELF (25°C)	µS/cm	440	680	1240	638	985	660
pH-Wert	-	8,5	8,4	7,16	7,25	7,28	7,15
Sauerstoff	mg/L	8,5	8,1	4,1	0,6	0,7	0,8
Trübung	NTU	1,8	2,8	2,6	0,25	0,22	0,2
KS4,3	mmol/L	1,7	2,1	2,9	2,3	2,5	n.b.
Calcium	mg/L	46,4	63,3	119	64,3	105	70,5
Magnesium	mg/L	8,6	11	18,7	8,9	14,4	9,2
Natrium	mg/L	28,8	45	98,7	41,5	64,2	37,5
Eisen	mg/L	0,05	0,04	0,01	<0,01	<0,01	0,05
Mangan	mg/L	0,013	0,019	< 0,005	0,006	< 0,005	0,092
Arsen	mg/L	0,005	0,004	0,002	0,003	0,003	0,005
Uran	mg/L	0,0011	0,0012	0,0013	0,0026	0,0028	0,0013
Nitrat	mg/L	< 0,5	6,2	60,1	3,2	34,3	0,8
Chlorid	mg/L	40,8	74,4	167	57,8	131	50,3
Sulfat	mg/L	83,9	109	182	96,6	152	119
Phosphor, gesamt	mg/L	<0,1	0,501	1,46	<0,1	<0,1	0,139
TOC	mg/L	1,4	2,8	4,5	1,2	2,4	1,1
1,4-Dioxan	µg/L	n.b.	n.b.	0,082	n.b.	0,055	n.b.
Benzotriazol	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	0,018	n.b.
Melamin	µg/L	0,043	0,39	0,31	0,049	0,18	0,046
EDTA	µg/L	n.b.	n.b.	25	n.b.	16	n.b.
Carbamazepin	µg/L	< BG	0,023	<0,01	<0,01	0,028	<0,01
Diclofenac	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Irbesartan	µg/L	<0,01	0,076	0,018	<0,01	0,023	0,027
Sulfamethoxazol	µg/L	<0,01	0,14	<0,01	0,082	0,059	0,14
Valsartansäure	µg/L	<0,01	0,15	0,55	0,021	0,51	0,032
4-iso-Nonylphenol	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.
Bisphenol A	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.
Saccharin	µg/L	<0,01	0,12	0,088	<0,01	0,051	<0,01
Sucralose	µg/L	0,098	16	57	3,4	44	3,4
Perfluorbutanoat	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.
Perfluoroctanoat	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.
Perfluorhexansulfonat	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.
Perfluoroctansulfonat	µg/L	n.b.	n.b.	<0,01	n.b.	<0,01	n.b.

<sup>1</sup>oberstromig zur Einleitstelle Kläranlage

<sup>2</sup>unterstromig zur Einleitstelle Kläranlage

<sup>3</sup>nach Chlorung

Die Ergebnisse der chemischen Analytik zeigen, dass durch die über die Dauer von 28 h intensivierte Infiltration (12,5 statt 3,5 m<sup>3</sup>/h) die Konzentrationen fast aller im Kläranlagenablauf enthaltenen Substanzen im Grundwasser des Kontrollbrunnens P02 deutlich ansteigen (Ausnahmen Trübstoffe und Phosphor). Sie bestätigen damit die Schlussfolgerungen aus dem Anstieg der vor-Ort gemessenen ELF vollumfänglich. Aus der Konzentrationszunahme sowie den im Kläranlagenablauf ermittelten Werten kann der Anteil an Kläranlagenablauf im Grundwasser des Brunnens P02 am 14.11.2023 zu rd. 60 % abgeschätzt werden.

Der weitgehende Rückhalt von Trübstoffen bzw. Partikeln bei der Bodenpassage zwischen den Infiltrationsbecken und dem Kontrollbrunnen P02 war zu erwarten, da hierbei filtrierende Prozesse (wie z. B. in einem Sandfilter) wirksam sind. Überraschend war hingegen der Rückhalt gelöster phosphorhaltigen Verbindungen. Dies deutete auf eine starke biologische Aktivität bei der Bodenpassage hin.

Ein Vergleich der ober- und unterstromig zur Einleitstelle des Kläranlagenablaufs der PTAR Cieneguilla gemessenen Parameter im Río Lurín in **Tabelle 11** zeigt den erwarteten Anstieg der Konzentrationen an Hauptinhaltsstoffen (z. B. Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> und Cl<sup>-</sup>) und anthropogenen Spurenstoffen (z. B. Melamin, Sucralose) im Flusswasser durch die Einleitung. Aus den Messdaten kann der Anteil an Kläranlagenablauf im Flusswasser zum Untersuchungszeitpunkt auf 20 bis 30 % geschätzt werden.

Am Ende des ersten Versuchs mit über die Dauer von 28 h auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhter Infiltrationsphase wurden zudem mikrobiologische Untersuchungen auf ausgewählte Bakterien, Viren und Parasiten durchgeführt deren Ergebnisse in **Tabelle 12** dargestellt sind.

**Tabelle 12:** Mikrobiologische Befunde nach intensivierter Infiltration (am 14.11.2023)

	Río Lurín Oberstrom	Abl. Kläranlage (vor Chlorung)	Abl. Kläranlage (nach Chlorung)	Kontrollbrunnen P02
<b>Bakterien (pro 100 mL)</b>				
E. coli	0	17330	0	3
Coliforme Bakterien	3	61310	313	19
Enterkokken	0	2400	0	0
Clostridium perfr.	20	5200	0	0
<b>Viren (pro 100 mL)</b>				
Somatische Coliphagen	0	4400	0	0
Adenoviren	n.b.	41	< 10	< 10
Rotaviren	n.b.	4100	23	< 10
<b>Parasiten (pro 1L)</b>				
Giardien	n.b.	750	750	< 0,01
Cryptosporidien	n.b.	9	9	< 0,01

Es ist erkennbar, dass die Chlorung des Kläranlagenablaufs erwartungsgemäß die meisten bakteriellen und viralen Indikatororganismen inaktiviert jedoch nicht die Dauerformen der humanpathogenen Parasiten (Giardien, Cryptosporidien). Nach Bodenpassage waren diese jedoch nicht mehr nachweisbar.

### 5.3.4 Fazit der Untersuchungen mit intensivierter Infiltration

Die Befunde chemischer Wasseranalysen bei den Untersuchungen mit intensivierter Infiltration bestätigen die bisherige Einschätzung, dass der Untergrund im Untersuchungsgebiet eine sehr hohe Durchlässigkeit aufweist und somit einen schnellen Grundwasserfluss erlaubt. In den ersten fünf Betriebsmonaten wurde bei Infiltrationsraten von rd. 3 m<sup>3</sup>/h (werktäglich 8 h) in den beiden Abstrom-Kontrollbrunnen P02 und P03 kein in den Infiltrationsbecken versickerter Kläranlagenablauf erfasst. Wesentlich für die weiteren Untersuchungen war deshalb der Befund, dass nach rd. 20 h Betrieb mit auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhter Infiltrationsrate im Kontrollbrunnen P02 Grundwasser mit einem signifikanten Anteil (50 - 70 %) an zuvor infiltriertem Kläranlagenablauf resultierte.

Unter Berücksichtigung dieser geringen Aufenthaltszeit des infiltrierten Wassers bei der Bodenpassage zwischen den Infiltrationsbecken und der Messstelle P02, bzw. der hohen Fließgeschwindigkeit im Untergrund (0,5 m/h), ist es bemerkenswert, dass die Bodenpassage Phosphorverbindungen sowie Trübstoffe/Partikel praktisch vollständig zurückhielt und insbesondere auch eine effiziente mikrobiologische Reinigung bzgl. der Parasiten-Dauerformen (Giardien, Cryptosporidien) ermöglichte. Einzelne bakterielle Indikatoren waren nach der Bodenpassage zwar noch nachweisbar, jedoch möglicherweise auf die ungünstige Probenahmebedingungen zurückzuführen (externe Pumpe/Schlauch).

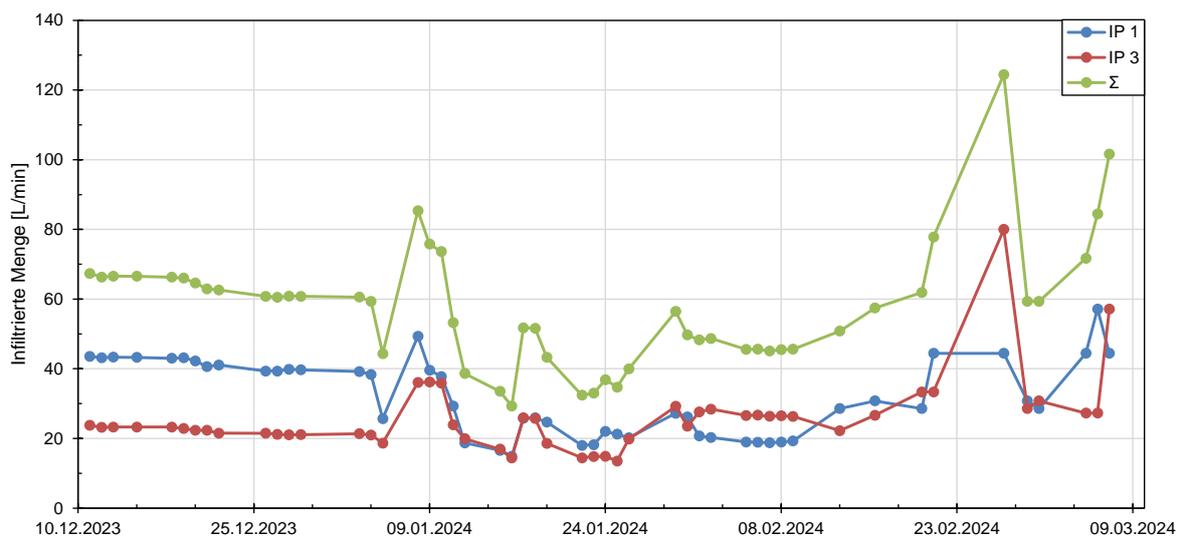
## 5.4 Phase 3: Dauerbetrieb der Pilotanlage

In der dritten Untersuchungsphase erfolgte vom 11.12.2023 bis 15.04.2024 sowie vom 06.06.2024 bis zum Projektende am 23.10.2024 eine kontinuierliche Beaufschlagung der Becken IP 1 und IP 3 (vorher werktäglich 8 h) mit der Wassermenge, die bei maximalem Wasserstand in den beiden Becken versickert werden konnte (in Summe 3 bis 4 m<sup>3</sup>/h). Die ca. 7-wöchige Unterbrechung resultierte infolge eines kleineren lokalen Erdbebens. Dabei kam es zu Setzungsrisse an Betonbecken der Kläranlage und auf eine Infiltration wurde auf Wunsch von SEDAPAL vorsorglich verzichtet.

Zu Beginn (09.06.2024) und am Ende (23.10.2024) der rd. 4,5-monatigen, abschließenden kontinuierlichen Infiltrationsphase führten TZW Mitarbeitende im Rahmen mehrtägiger Messkampagnen eingehende Untersuchungen vor-Ort und Probenahmen durch, u. a. bei über mehrere Tage auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhter Infiltrationsrate.

### 5.4.1 Hydraulische Überwachung der Infiltration

Wie erwähnt, wurde in der dritten Phase kontinuierlich (24/7) mit, entsprechend der Einstauhöhe maximiertem Volumenstrom infiltriert. **Abbildung 40** zeigt die im Zeitraum 10.12.2023 bis 09.03.2024 infiltrierten Volumenströme pro Becken bzw. in Summe.

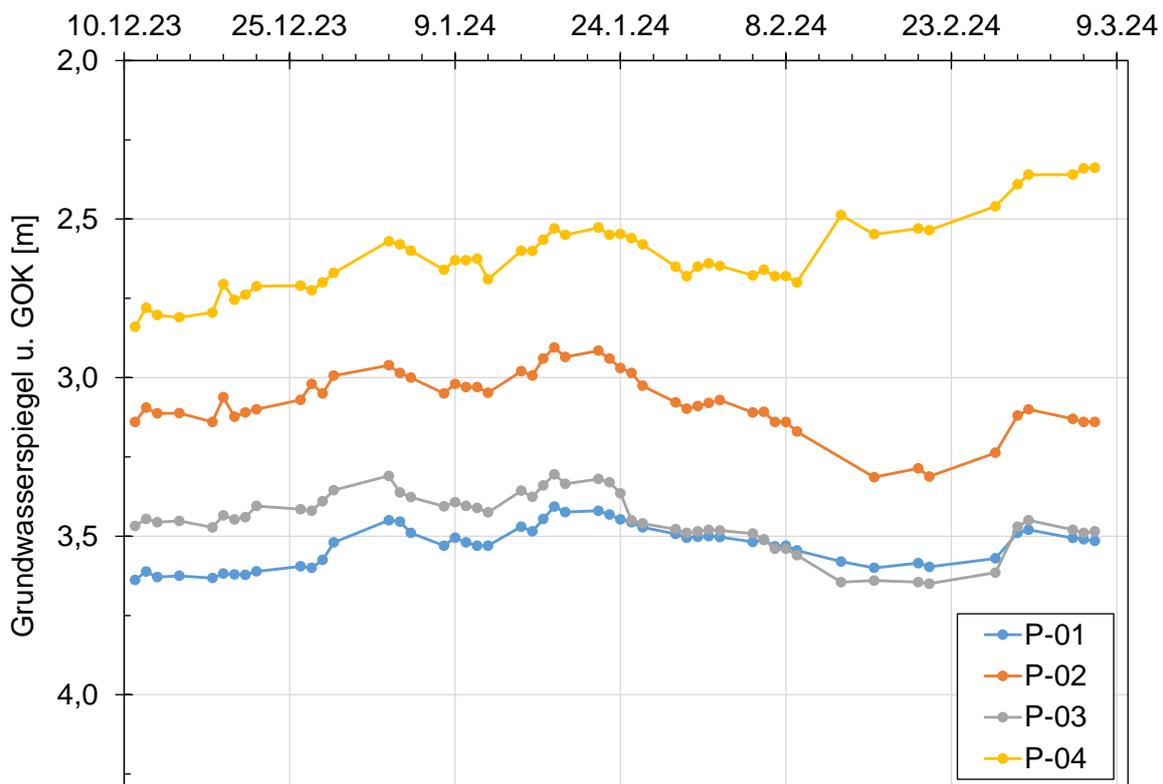


**Abbildung 40:** Infiltrierte Mengen Phase 3, kontinuierliche Infiltration

Es ist zu erkennen, dass in den ersten ca. 3 Wochen im Becken IP 1 deutlich mehr Wasser versickert werden konnte als im Becken IP 3. Danach näherte sich die Infiltrationsrate (bei konstantem Wassereinstau) in den beiden Becken aneinander an.

Auch im weiteren Projektverlauf, d. h. über die gesamte ca. achtmonatige Dauer der Phase 3 blieb der erwartete Rückgang der Infiltrationsleistung aus. Versuchsreihen zur Beherrschung von Kolmatationsprozessen am Beckenboden waren somit nicht möglich bzw. erforderlich. Im Mittel wurden während dieser Zeit kontinuierlich rd. 3,5 m<sup>3</sup>/h und insgesamt rd. 20.000 m<sup>3</sup> Kläranlagenablauf infiltriert.

Im Zeitraum Dezember 2023 bis März 2024 wurde der Grundwasserspiegel der Kontrollbrunnen regelmäßig gemessen. **Abbildung 41** zeigt eine graphische Auswertung dieser Daten.



**Abbildung 41:** Grundwasserspiegel der vier Kontrollbrunnen während des Dauerbetriebs in Phase 3

Danach änderten sich die Grundwasserspiegel in den Kontrollbrunnen im Betrachtungszeitraum zwischen 0,15 m (P01) und 0,4 m (P04). Die Vermutung, dass dies überwiegend auf die Infiltration aus dem Fluss zurückzuführen war und weniger auf die die Infiltration von Kläranlagenablauf in der MAR-Pilotanlage wurden bereits während der Inbetriebnahmephase bestätigt.

#### 5.4.2 Wasserbeschaffenheit anhand der vor-Ort-Messdaten

Die parallel zu den Grundwasserstandsmessungen in regelmäßigen Abständen ermittelten Daten zur elektrischen Leitfähigkeit (ELF, Summenmaß für gelöste ionogene Inhaltsstoffe) sowohl im Kläranlagenablauf und den Grundwässern aus den Kontrollbrunnen P01 bis P03 als auch im Flusswasser (oberstromig der Klarwassereinleitung) gehen aus **Abbildung 43** hervor. **Abbildung 42** zeigt die Lage der Messstellen.



Abbildung 42: Messstellen (gelb markierte Punkte) der elektrischen Leitfähigkeit (ELF)

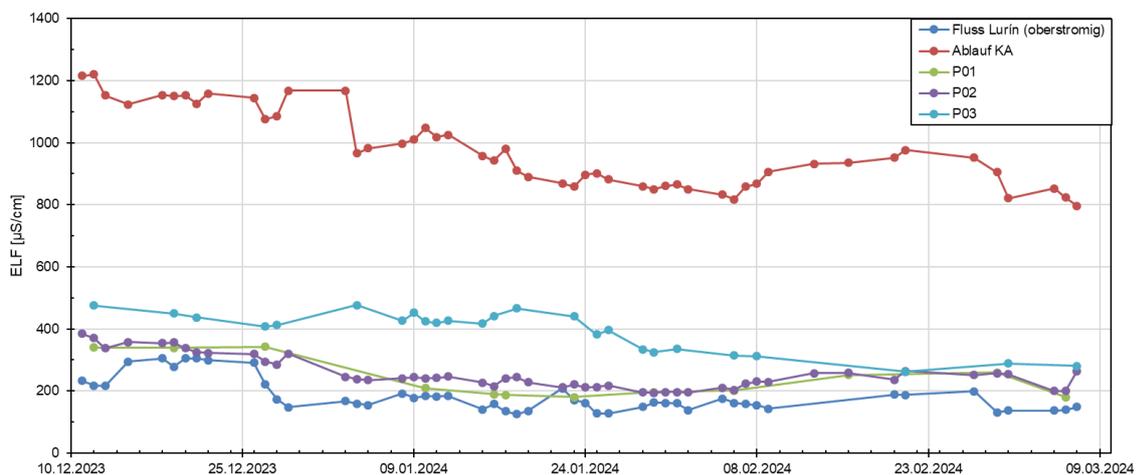


Abbildung 43: ELF Ablauf der Kläranlage (Infiltrat), im Flusswasser und im Grundwasser der Kontrollbrunnen P01-P03

Es ist für die Wässer aller Messstellen im Betrachtungszeitraum eine leicht sinkende Tendenz der ELF zu verzeichnen. Bei den Kontrollbrunnen war dies darauf zurückzuführen, dass die Wasserführung im Río Lurín im ab November 2024 zunahm und mehr relativ gering mineralisiertes Flusswasser in den Aquifer infiltrierte. Für die Kläranlage Cieneguilla ist bekannt, dass es bei höheren Grundwasserständen (vgl. **Abbildung 41**) zu einem Wasserzutritt infolge von Undichtigkeiten in der Kanalisation kommt.

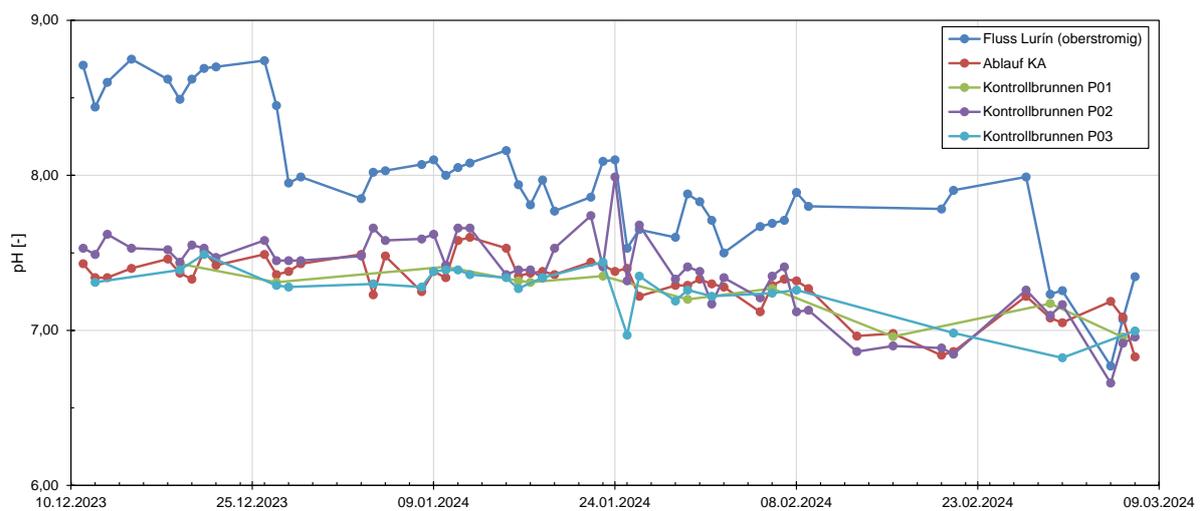
Aus der zeitlichen Verzögerung der Zu- bzw. Abnahme der ELF kann eine Aufenthaltszeit des Flusswassers im Untergrund von wenigen Tagen abgeschätzt werden, bis es die Messstelle P02 erreicht. Die ELF des Flusswassers ist wiederum maßgeblich vom durch den Regen in den Anden entstehenden Abfluss bestimmt, d. h. bei hohem Abfluss nimmt die ELF durch Verdünnung mit dem mineralienarmen Regenwasser ab. Die Variation im Durchfluss des Río Lurín während der kontinuierlichen Infiltration ist beispielhaft in **Abbildung 44** und **Abbildung 45** dargestellt.



**Abbildung 44:** Río Lurín am 26.12.2023  
(ELF 291  $\mu\text{S/cm}$ )

**Abbildung 45:** Río Lurín am 02.02.2024  
(ELF 138  $\mu\text{S/cm}$ )

Die grafischen Auswertungen der Messdaten zum pH-Wert und zum Sauerstoffgehalt in den einzelnen Messstellen aus der Zeit Dezember 2023 bis März 2024 sind in **Abbildung 46** und **Abbildung 47** dargestellt.



**Abbildung 46:** pH-Wert in Flusswasser, Grundwasser und Kläranlagenablauf

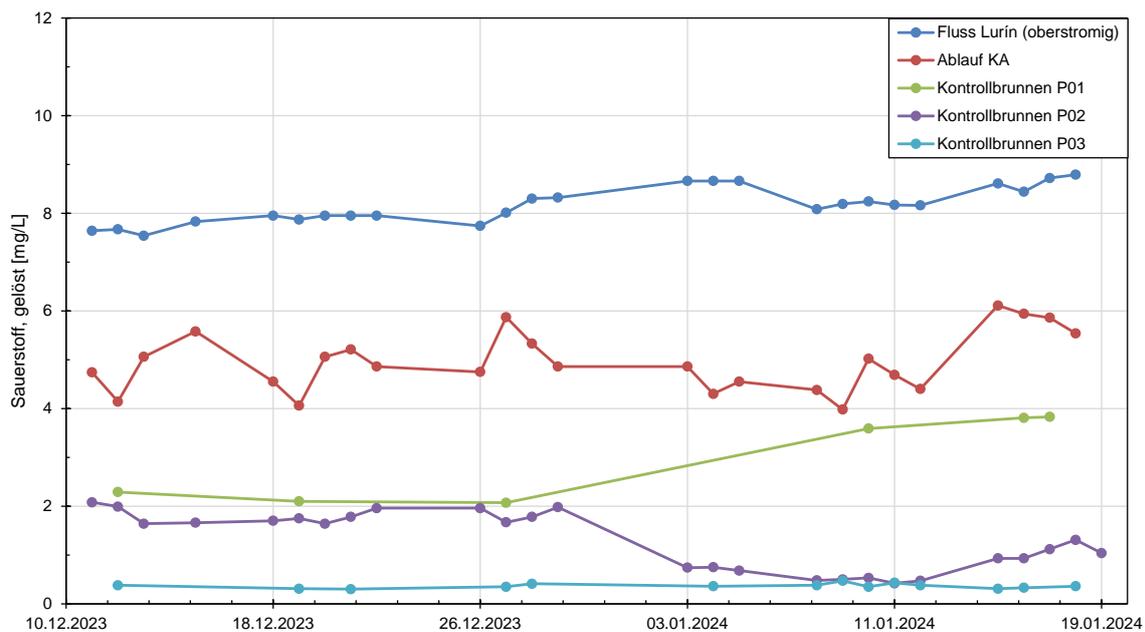


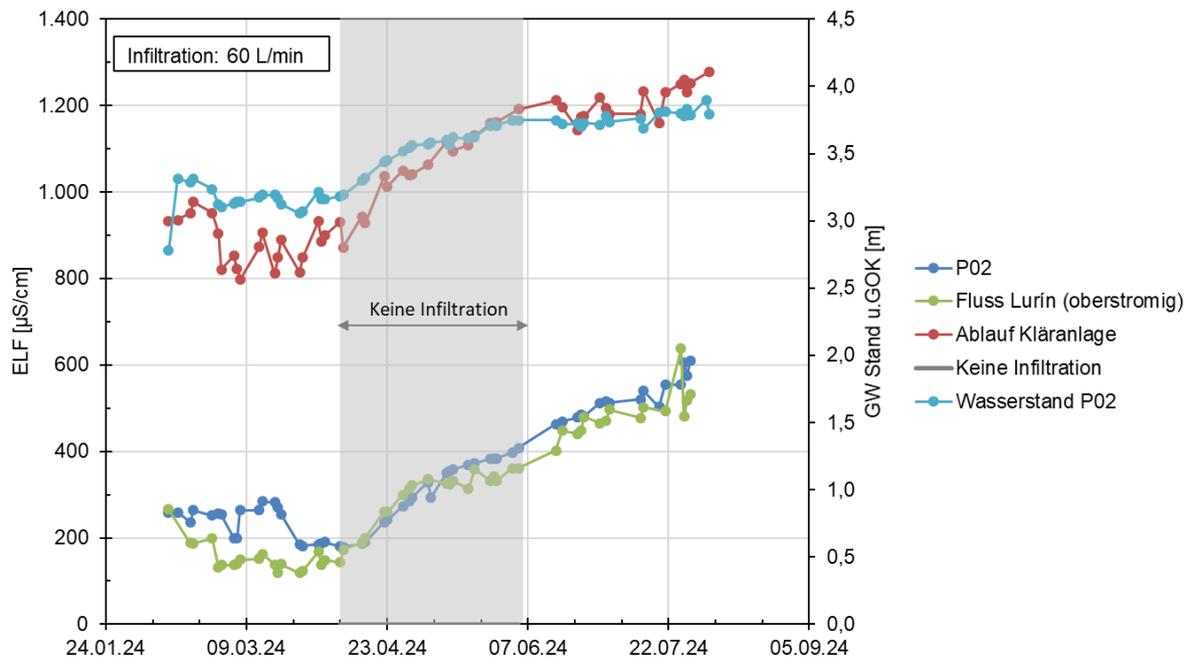
Abbildung 47: Gelöster Sauerstoff in Flusswasser, Grundwasser und Kläranlagenablauf

Wesentliche Änderungen gegenüber den Befunden in der Inbetriebnahmephase (vgl. Kapitel 5.2.4) ergaben sich nicht. Die pH-Werte von Flusswässern sind generell relativ hoch und liegen z. T. im calcitabscheidenden Bereich ( $\text{pH} > 8,0$ ), was auf Austrag von  $\text{CO}_2$  durch den intensiven Kontakt des Wassers mit der Luft zurückzuführen ist. Durch mikrobiologische Prozesse bei der Bodenpassage bzw. in der Kläranlage wird  $\text{CO}_2$  gebildet, sodass der Kläranlagenablauf und die Grundwässer etwas niedrigere pH-Werte von 7,0-7,5 aufweisen. Der zeitliche Drift des pH-Wert in allen fünf Messstellen zu niedrigeren Werten ist vermutlich auf eine Alterung der bei den regelmäßigen vor-Ort-Messungen verwendeten pH-Elektrode zurückzuführen.

Das Flusswasser war erwartungsgemäß weitestgehend mit Luftsauerstoff gesättigt (Wassertemperatur rd.  $24\text{ }^\circ\text{C}$ ), wohingegen im Kläranlagenablauf bzw. in den Grundwässern infolge mikrobiologischer Sauerstoffzehrung verringerte Sauerstoffgehalte vorlagen. Hervorzuheben ist jedoch, dass Sauerstoff im Grundwasser aller Kontrollbrunnen nicht vollständig gezehrt ist, sodass reduktive Prozesse, wie z. B. die Freisetzung von  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Mn}^{2+}$ , keine Rolle spielen sollten.

### 5.4.3 Auswirkungen einer längeren Unterbrechung der Infiltration

Wie oben bereits erwähnt, pausierte die Infiltration in der Zeit 15.04. bis 06.06.2024 (wegen Setzungsrisen). Um die Auswirkungen der Außer- und Wiederinbetriebnahme der Infiltration auf den Grundwasserkörper beurteilen zu können, sind in **Abbildung 48** die ELF des Fluss-, Grund- und Abwassers sowie die Grundwasserstände des Kontrollbrunnens P02 dargestellt. Die Probenahmestelle für das Flusswasser befand sich 100 m oberstromig von der Einleitstelle des Abwassers, sodass ein Einfluss der Einleitung des gereinigten Abwassers auf die ELF des Flusswassers an der Probenentnahmestelle ausgeschlossen werden kann. Aus den vier Kontrollbrunnen wurde P02 für die Bewertung ausgewählt, da dieser am nächsten an den Infiltrationsbecken lag und ein möglicher Effekt der fehlenden Infiltration dort als erstes zu sichtbar würde.



**Abbildung 48:** Elektrische Leitfähigkeit im Fluss-, Grund- und Abwasser sowie GW-Spiegel P02

Zu erkennen ist ein paralleler Gang der Kurven der beiden Messgrößen an den drei Messstellen. Mit Beginn der Trockenzeit Ende April ging der Abfluss des Río Lurín deutlich zurück und aufgrund der zurückgehenden Verdünnung durch neue Niederschläge stieg in der Folge die ELF des Flusswassers deutlich von rd. 120 auf bis zu 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  Ende Juli 2024 an, wobei der Río Lurín zu diesem Zeitpunkt kaum noch Wasser führte (siehe **Abbildung 50**). Auffallend ist, dass sich die ELF des Grundwassers aus dem Kontrollbrunnen P02 praktisch identisch zum Fluss verhält und auch der Grundwasserstand unmittelbar mit dem Rückgang des Abflusses im Río Lurín fällt.



**Abbildung 49:** Río Lurín am 09.04.2024 (173  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Beginn der Unterbrechung)



**Abbildung 50:** Río Lurín am 04.06.2024 (361  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Ende der Unterbrechung)



**Abbildung 51:** Río Lurín am 26.07.2024 (638  $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

Auch der Anstieg der ELF im Ablauf der Kläranlage ist eine Folge des sinkenden Flusspegels. Wie oben erläutert, ist die Kanalisation undicht, wobei der Zutritt von Grundwasser mit geringer ELF mit sinkendem Fluss- bzw. Grundwasserstand zurückgeht.

Auffallend ist, dass sich die Pausierung und Wiederaufnahme der Infiltration (rd. 3,5  $\text{m}^3/\text{h}$ ) weder auf den Wasserstand im Kontrollbrunnen P02 noch auf die ELF des darin gefassten Grundwassers auswirkte. Damit werden die in Kapitel 5.3.4 erläuterten Schlussfolgerungen aus den Untersuchungsreihen mit erhöhter Infiltrationsrate bestätigt. Bei relativ geringen

Infiltrationsraten lag im Bereich des Kontrollbrunnens P02 (und auch bei P03) kein Einfluss der Infiltration vor, sondern Stand und Beschaffenheit des Grundwassers wurden ausschließlich durch die Infiltration über das Flussbett bestimmt.

#### 5.4.4 Reinigungsleistung der Bodenpassage

Ziel der abschließenden ca. 4,5-monatigen Pilotierungsphase (06.06. bis 23.10.2024) war es, Veränderungen der Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs durch die Bodenpassage eingehend zu bewerten. Die bisherigen Untersuchungsergebnisse hatten ergeben, dass ein Betrieb des IP 2 und ein gesamter Infiltrations-Volumenstrom von etwa 12,5 m<sup>3</sup>/h erforderlich sind, damit im Kontrollbrunnen P02 mit Sicherheit Grundwasser mit einem signifikanten Anteil (> 50 %) an zuvor infiltriertem Kläranlagenablauf erfasst werden kann, d. h. eine analytische Bewertung überhaupt möglich wird. Problematisch hierbei war jedoch, dass der Untergrund im Bereich des IP 2 stark durchlässig ist und bei der auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhten Infiltrationsrate sehr kurze Aufenthaltszeiten des infiltrierten Wassers im Untergrund (< 20-40 h) resultierten. Die aufgrund dieser hydraulischen Zwänge im vorliegenden Fall von vorneherein sehr begrenzte Reinigungswirkung bei der Bodenpassage war bei der Bewertung der Befunde berücksichtigen.

In der Zeit 09. bis 11.06.2024 und nochmals vom 19. bis 23.10.2024 führten TZW-Mitarbeitende umfassende Messreihen in der MAR-Pilotanlage durch. Dabei wurden jeweils nach mehreren Tagen bzw. Wochen mit einer Infiltrationsrate von 3-4 m<sup>3</sup>/h Untersuchungen und Probenahmen durchgeführt, dann die Infiltrationsrate auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöht und im Anschluss über die Dauer von 2-4 Tagen die Reaktion des Systems beobachtet.

##### Messreihe im Juni 2024

Die nachfolgende Tabelle zeigt den Versuchsablauf einschließlich ausgewählter vor-Ort-Messdaten in der Zeit vom 09. bis 11.06.2024.

**Tabelle 13:** Ablauf und vor-Ort-Messdaten der Versuche mit intensivierter Infiltration 09.-11.06.2024

	Datum	Zeit	IP1-3	GW-Spiegel	pH	Temp	ELF	O <sub>2</sub>	Trübung	KS 4,3	PN
			m <sup>3</sup> /h	m u GOK		°C	µS/cm	mg/L	NTU	mmol/L	
Infiltration	6.6.24	10:00	3,6								
P02	9.6.24	10:15		3,76	7,17	22,0	529	1,6	0,27	1,75	✓
Ablauf PTAR	9.6.24	12:15		n.b.	7,12	23,9	1230	5,6	7,0	2,15	
P03	9.6.24	12:45		3,86	7,11	24,2	411	1,3	0,73	1,60	✓
Infiltr. max	9.6.24	<b>13:00</b>	12,5								
P02	9.6.24	16:30		n.b.	7,16	23,0	495	3,0	0,29	n.b.	
P02	10.6.24	09:40		n.b.	7,08	21,9	565	n.b.	n.b.	n.b.	
Río Lurín	10.6.24	10:30		n.b.	8,37	18,0	497	12,2	0,50	1,85	✓
P02	10.6.24	14:00		3,56	7,19	22,8	551	4,5	-	-	
P02	11.6.24	08:40		n.b.	6,97	22,1	939	4,2	0,27	1,85	
Ablauf PTAR	11.6.24	09:15		n.b.	7,25	23,7	1203	5,2	6,5	2,05	
P02	11.6.24	10:00		3,46	6,96	22,2	931	3,6	n.b.	n.b.	✓
P03	11.6.24	10:30		3,75	7,12	23,5	408	1,6	n.b.	n.b.	✓
Infiltration	11.6.24	11:00	3,6								

Wie aus **Tabelle 13** ersichtlich, erfolgte am 09.06.2024 eine erste Messreihe mit Grundwasserbeprobungen in den Kontrollbrunnen P02 und P03 für vertiefende Analysen im Labor am TZW in Karlsruhe, bevor um 13 Uhr durch Inbetriebnahme des IP 2 die Infiltrationsmenge auf insgesamt 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöht wurde. Durch Messungen am nächsten und übernächsten Tag wurden die Veränderungen im Grundwasserstand sowie der Grundwasserbeschaffenheit erfasst und nochmals Proben für das TZW-Labor entnommen.

Aus den vor-Ort-Messdaten ist bereits zu erkennen, dass am 11.06.2024 um 8:40, d. h. nach 44 h mit erhöhter Infiltrationsrate, die elektrische Leitfähigkeit bei 25°C (ELF) im Wasser aus dem Kontrollbrunnen P02 (Probenahme nach 20 Minuten Abpumpen mit 0,4 m<sup>3</sup>/h) von 529 auf 939 µS/cm stark angestiegen war. Mit den Messdaten zur ELF in **Tabelle 13** kann der Anteil an infiltriertem Kläranlagenablauf im zu diesem Zeitpunkt geförderten Grundwasser zu > 60 % abgeschätzt werden. Mit der ELF stieg erwartungsgemäß auch der Gehalt an gelöstem Sauerstoff an, während die gleichbleibend niedrige Trübung im Grundwasser zeigt, dass im Gegensatz zu den gelösten Wasserinhaltsstoffen, die im Kläranlagenablauf enthaltenen Trübstoffe bei der Bodenpassage zurückgehalten wurden.

Auch der Anstieg des Grundwasser-Ruhepiegels in der Messstelle P02 um 0,3 m von 3,76 m unter Geländeoberkante (u GOK) am 09.06.2024 um 10:15 Uhr auf 3,46 m u GOK am 11.06.2024 um 10:00 Uhr belegt die Auswirkung der erhöhten Infiltration auf das Grundwasser in dieser Messstelle. Demgegenüber zeigen die entsprechenden vor-Ort-Analysedaten für die ELF und den Sauerstoffgehalt im Grundwasser aus dem Kontrollbrunnen P03 keinen Effekt und der Anstieg des Ruhewasserspiegels von lediglich 0,09 m einen relativ geringen Einfluss der erhöhten Infiltration in dieser Messstelle, die in etwas weiterer Entfernung vom Infiltrationsbecken lag als P02.

Zu den in **Tabelle 13** gekennzeichneten Zeitpunkten („PN“, rechte Spalte) wurden Proben für vertiefende Analysen im TZW-Labor entnommen. Eine Auswahl der Befunde ist in **Tabelle 14** zusammengestellt.

**Tabelle 14:** Chemische Analysenergebnisse der Versuche mit intensivierter Infiltration 9-11.06.2024

		Río	Abl. KA <sup>2</sup>	P02		P03	
		Lurín <sup>1</sup>					
		10.06.2024	09.06.2024	09.06.2024	11.06.2024	09.06.2024	11.06.2024
ELF vor-Ort	µS/cm	497	1230	529	931	411	408
Sauerstoff vor-Ort	mg/L	12,2	5,6	1,6	3,6	1,3	1,6
Calcium	mg/L	59,2	123	64,2	110	47,5	46,3
Magnesium	mg/L	8,6	19,1	8	13,7	6,4	6,3
Natrium	mg/L	28,1	94,6	28,3	55,5	21	21,4
Eisen	mg/L	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	0,04	0,04
Mangan		<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,033	0,039
Ammonium <sup>3)</sup>	mg/L	n.b.	0,04	<0,01	<0,01	0,03	0,03
Nitrat <sup>3)</sup>	mg/L	1,3	86,5	9,2	48,1	1,5	0,9
Chlorid	mg/L	39,1	153	47,8	112	32,2	32,2
Sulfat	mg/L	83,7	174	86,7	139	72	70
TOC	mg/L	1,4	5,3	1,1	1,9	1,1	1
Phosphor-ges	mg/L	<0,1	2,4	<0,1	<0,1	0,12	0,12
Arsen	mg/L	0,003	0,002	0,003	0,003	0,004	0,005
Uran	mg/L	0,0014	0,0011	0,0009	0,0021	0,0004	0,0004
EDTA	µg/L	n.b.	6,4	0,84	4,0	n.b.	n.b.

		Río Lurín <sup>1</sup>	Abl. KA <sup>2</sup>	P02		P03	
		10.06.2024	09.06.2024	09.06.2024	11.06.2024	09.06.2024	11.06.2024
Perfluorbutanoat	µg/L	n.b.	0,0069	0,0026	0,0054	n.b.	n.b.
Perfluoroctansulfonat	µg/L	n.b.	<0,001	<0,001	0,0023	n.b.	n.b.
Melamin	µg/L	0,023	1,0	0,016	0,18	0,012	0,014
Sulfamethoxazol	µg/L	<0,01	<0,01	0,023	0,26	-	<0,01
Valsartansäure	µg/L	<0,01	0,61	0,053	0,37	-	< 0,01
Acesulfam	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	0,21	<0,01	<0,01
Sucralose	µg/L	1,1	36	3,3	22	1,3	0,94

<sup>1</sup>oberstromig zur Einleitstelle Kläranlage

<sup>2</sup>nach Chlorung

<sup>3</sup>Analyse im TZW-Labor in vor-Ort mit HCl auf pH 3 angesäuerten Proben (Verhinderung Nitrifikation)

Wie dies aufgrund des vom 9. zum 11. Juni stark auf > 60 % angestiegenen Anteil an infiltriertem Kläranlagenablauf im Grundwasser aus dem Kontrollbrunnen P02 (anhand vor-Ort-Messdaten zur ELF abgeschätzt) zu erwarten war, stiegen parallel zur ELF auch die Konzentrationen praktisch aller gelösten Inhaltsstoffe, die im Kläranlagenablauf in höheren Konzentrationen enthalten sind, im Grundwasser P02 an. Eine Ausnahme stellt der Parameter Phosphor-gesamt dar, was einen adsorptiven Rückhalt bzw. einen biologischen Abbau der gelösten Phosphorverbindungen trotz der relativ kurzen Bodenpassage anzeigt.

Die Befunde der in der Zeit vom 09. bis 11.06.2024 durchgeführten mikrobiologischen Analysen sind **Tabelle 15** zu entnehmen. Zur Bewertung der Wirksamkeit der Chlorzugabe in den Kläranlagenablauf wurden auch Analysen des Kläranlagenablaufs vor Chlorzugabe durchgeführt.

**Tabelle 15:** Mikrobiologische Analysenergebnisse der Versuche vom 09. bis 11.06.2024

	Río Lurín	Abl. KA vor Cl <sub>2</sub>	Abl. KA nach Cl <sub>2</sub>	P02		P03
	10.06.24	09.06.24		09.06.24	11.06.24	11.06.24
<b>Bakterien (pro 100 mL)</b>						
E. coli	85	48.840	34	0	30	0
Coliforme Bakterien	2920	155.310	308	0	84	0
Enterokokken	24	2.160	4	0	3	0
Clostridium perfringens	3	1.600	420	0	0	0
<b>Viren (pro 100 mL)</b>						
Somatische Coliphagen	1	5.700	1	0	0	0
SARS-CoV-2	< 27	< 27	< 27	< 27	< 27	n.b.
CrAssphage	< 27	255	42	< 27	< 27	n.b.
PMMoV	21.500	75.300	11.800	49	3.720	n.b.
<b>Parasiten (pro 1L)</b>						
Giardien	< 1	2.500	1.800	< 0,01	< 0,01	n.b.
Cryptosporidien	< 1	< 2	< 2	< 0,01	< 0,01	n.b.

Es ist erkennbar, dass die Chlorung des Kläranlagenablaufs erwartungsgemäß die meisten bakteriellen und viralen Indikatororganismen wirksam inaktiviert jedoch nicht die chlorresistenten Sporen von *Clostridium perfringens* sowie Dauerformen der humanpathogenen Parasiten (Giardien, Cryptosporidien). Durch die Bodenpassage kam es zu einer vollständigen Entfernung von *Clostridium perfringens* und der humanpathogenen Parasiten. Das Pepper mild mottle Virus (PMMoV), ein viraler Abwasser-Indikator, wurde durch die Bodenpassage nur teilweise entfernt. Dies sowie die erhöhten Werte für die bakteriellen Fäkalindikatoren *E. coli*, Coliforme und Enterokokken war möglicherweise auf sekundäre Kontamination durch die ungünstigen Probenahmebedingungen zurückzuführen (Schlauch und mobile Pumpe).

Die chemischen und mikrobiologischen Befunde der Untersuchungen mit erhöhter Infiltrationsrate in der Zeit vom 09. bis 11.06.2024 betätigen den Ergebnissen der bei vergleichbaren Randbedingungen durchgeführten Messreihe im November 2023 mit (vgl. Kapitel 5.3.3)

#### Messreihe im Oktober 2024

Zur Absicherung dieser Ergebnisse erfolgte am Ende der Pilotierung, in der Zeit vom 19. bis 23.10.2024, eine weitere Messreihe. Die Vorgehensweise dabei war analog zu der im November 2023 und Juni 2024. Allerdings erfolgte diese Messreihe, am Ende der Trockenzeit nach rd. 4 Monaten mit kontinuierlicher Infiltration (3-4 m<sup>3</sup>/h). Somit war von vorneherein von einem erhöhten Anteil an infiltriertem Kläranlagenablauf im Grundwasser der im Abstrom der Infiltrationsbecken gelegenen Kontrollbrunnen P02 und P03 auszugehen.

Die Ergebnisse der chemischen Analysen in **Tabelle 16** deuten darauf hin, dass dies tatsächlich der Fall war. Es ist zu erkennen, dass bereits am 19.10.2024, d. h. vor Beginn der intensivierten Infiltration, relativ hohe Konzentrationen an den ionogenen Hauptinhaltsstoffen des Kläranlagenablaufs und infolgedessen eine entsprechende ELF in den Grundwässern aus den Kontrollbrunnen P02 und P03 vorlagen. Auch die Konzentrationen an den „Abwassertracern“ Sucralose und Chlorid im Wasser aus dem Brunnen P03 waren am 19.10.2024 bereits auf leicht erhöhtem Niveau. Demnach hat die mehrmonatige kontinuierliche Infiltration von Kläranlagenablauf in den vorangegangenen Monaten (trockenes Flussbett, keine Infiltration aus Río Lurín), die Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom der Infiltrationsbecken merklich beeinflusst und bei der Beprobung am 19.10.2024 lag bereits ein signifikanter Anteil an Kläranlagenablauf im Grundwasser vor. Hervorzuheben ist, dass nach den Werten für den TOC und den Sauerstoffgehalt in den Proben aus den Kontrollbrunnen P02 und P03 im Grundwasser organische Verbindungen abgebaut wurden, ohne dass es zu reduzierenden Bedingungen kam. Darüber hinaus ist trotz zeitweise erhöhter Nitratwerte im Kläranlagenablauf die Nitratkonzentration im Grundwasser kaum angestiegen.

**Tabelle 16:** Chemische Analysenergebnisse der Versuche mit intensivierter Infiltration 19.-23.10.2024

		Río Lurín	Ablauf KA	P02		P03
		23.10.24	19.10.24	19.10.24	23.10.24	19.10.24
ELF	µS/cm	605	1315	703	786	721
pH-Wert	-	8,37	7,09	7,38	7,34	7,28
Sauerstoff	mg/L	8,2	3,5	0,3	0,9	2,2
Trübung	NTU	1,7	2,5	0,30	0,35	0,2
KS4,3	mmol/L	2,5	2,3	2,6	2,7	2,6
Calcium	mg/L	75,3	135	88,1	110	47,5
Magnesium	mg/L	11,6	21,2	12	13,7	6,4
Natrium	mg/L	34,8	110	40	55,5	21
Eisen	mg/L	0,04	0,01	<0,01	<0,01	0,1
Mangan		<0,005	0,009	<0,005	<0,005	0,064
Arsen	mg/L	0,004	0,002	n.b.	0,003	0,004
Uran	mg/L	0,0023	0,0008	n.b.	0,0038	0,003
Ammonium pH 3	mg/L	n.b.	0,03	n.b.	<0,01	n.b.
Nitrat pH 3	mg/L	<0,5	89,5	n.b.	4,5	3,3
Chlorid	mg/L	50,6	210	n.b.	72,5	72,3
Sulfat	mg/L	104	174	n.b.	128	123
TOC	mg/L	1,7	5,4	n.b.	1,1	0,94
Phosphor-ges	mg/L	<0,1	2,8	n.b.	<0,1	<0,1
Perfluorbutanoat	µg/L	n.b.	0,0074	n.b.	0,0021	n.b.
Perfluoroctansulfonat	µg/L	n.b.	<0,001	n.b.	<0,001	n.b.
Melamin	µg/L	0,021	0,6	n.b.	0,1	n.b.
Sulfamethoxazol	µg/L	<0,01	<0,01	n.b.	0,022	0,02
Valsartansäure	µg/L	<0,01	0,15	n.b.	0,086	<0,01
Acesulfam	µg/L	0,11	<0,01	n.b.	<0,01	<0,01
Sucralose	µg/L	0,38	9,6	n.b.	6,5	4,9

Durch die viertägige intensivierete Infiltration stiegen die Konzentrationen an Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> und die ELF im Wasser aus dem Kontrollbrunnen P02 merklich an. Ähnlich wie bei den Voruntersuchungen im November 2023 und Juni 2024 blieben die Trübung und die Phosphorkonzentration jedoch auf niedrigem Niveau.

Die mikrobiologischen Befunde in **Tabelle 17** zeigen, dass auch diesbezüglich ähnliche Ergebnisse resultierten, wie bei den beiden Voruntersuchungen im November 2023 und Juni 2024. Die Chlorung des Kläranlagenablaufs inaktivierte wiederum wirksam die meisten bakteriellen und viralen Indikatororganismen nicht jedoch die Sporen des Bakteriums *Clostridium perfringens* sowie Dauerformen der humanpathogenen Parasiten (Giardien, Cryptosporidien). Durch die Bodenpassage wurden diese chlorresistenten Parasiten wieder vollständig eliminiert.

**Tabelle 17:** Mikrobiologische Analysenergebnisse der Versuche 19.-23.10.2024

	Río Lurín	Abl. KA vor Cl <sub>2</sub>	Abl. KA nach Cl <sub>2</sub>	P02	
	23.10.24	23.10.24		19.10.24	23.10.24
<b>Bakterien (pro 100 mL)</b>					
<i>E. coli</i>	55	2.046	0	0	30
Coliforme Bakterien	4.352	19.863	0	0	84
Enterokokken	67	1.800	0	0	3

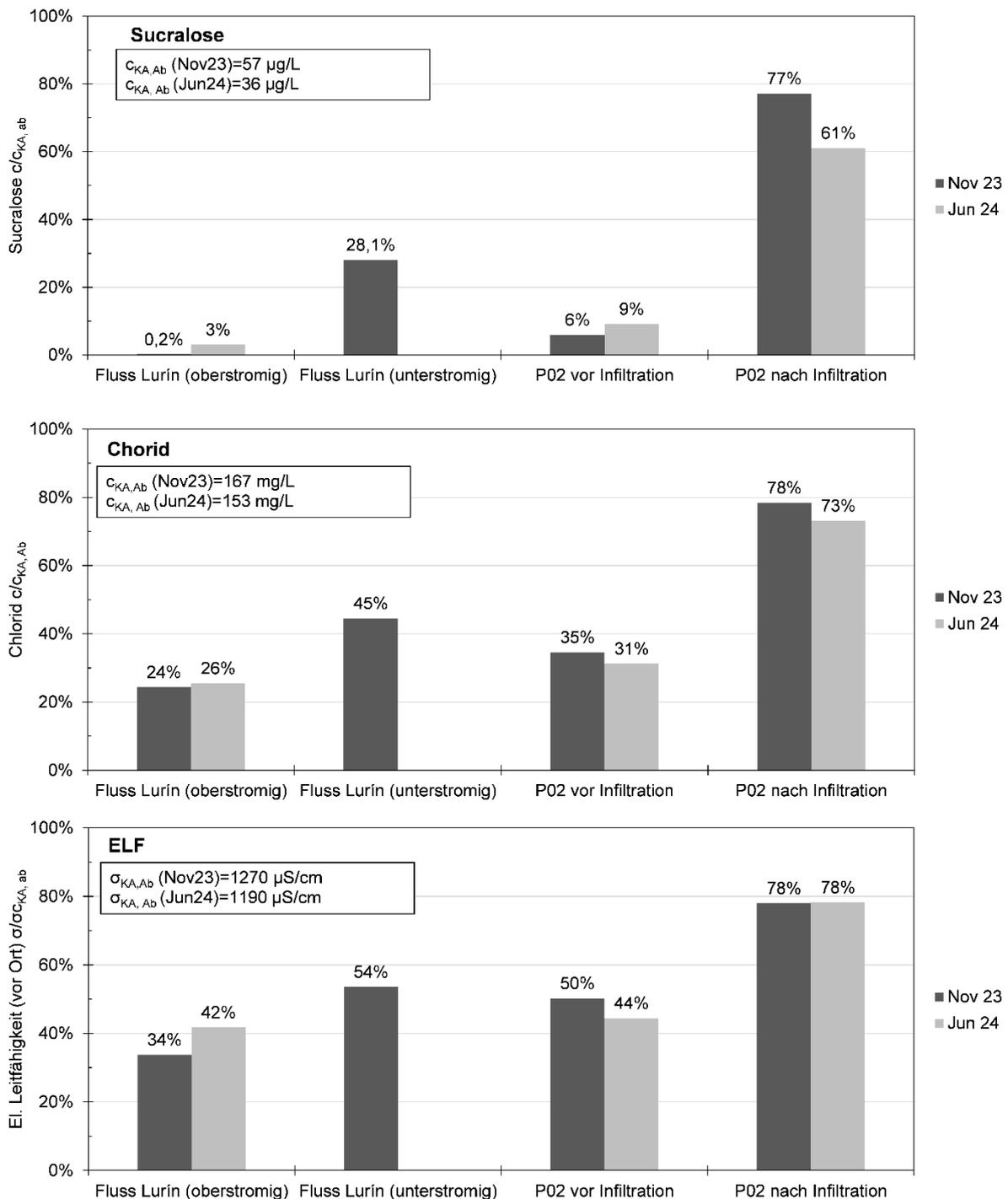
	Río Lurín	Abl. KA vor Cl <sub>2</sub>	Abl. KA nach Cl <sub>2</sub>	P02	
	23.10.24	23.10.24		19.10.24	23.10.24
Clostridium perfringens	9	>800	1	0	0
<b>Viren (pro 100 mL)</b>					
Somatische Coliphagen	18	2.400	0	0	0
<b>Parasiten (pro 1L)</b>					
Giardien	n.b.	n.b.	230	<0,01	<0,01
Cryptosporidien	n.b.	n.b.	10	<0,01	<0,01

#### 5.4.5 Ergänzende Auswertungen zum Einsatz von „Abwassertracern“

Wie bereits erwähnt, sind im Kläranlagenablauf mit EDTA und Sucralose zwei anthropogene Spurenstoffe in höheren Konzentrationen enthalten, die sich aufgrund ihrer Persistenz in der Umwelt als „Abwassertracer“ eignen. Die Kosten für die Analyse dieser Substanzen sind jedoch relativ hoch. Mit den nachfolgenden Betrachtungen wurde die Eignung der vor-Ort mittels einer Messsonde sehr einfach zu bestimmenden elektrischen Leitfähigkeit (ELF) sowie des (kostengünstigen) Laborparameters Chlorid als Abwassertracer geprüft.

Die obere Graphik in **Abbildung 52** zeigt die Auswertung für den Süßstoff Sucralose, für den im Ablauf der Kläranlage im November 2023 bzw. im Juni eine Konzentration ( $c_{KA,Ab}$ ) von 57 bzw. 36 µg/L vorlag (übliche Konzentration für die Kläranlage Cieneguilla). Aus der Darstellung der Messdaten geht hervor, dass oberstromig zur Kläranlage Cieneguilla kaum Sucralose haltiges Abwasser eingeleitet wurde. Aus der unterstromig im November 2023 im Flusswasser bestimmten Sucralosekonzentration ergibt sich somit der Anteil an Kläranlagenablauf Cieneguilla zu im Flusswasser zum Probenahmezeitpunkt zu 28 %. Für das Grundwasser der Messstelle P02 ergeben die Sucralosewerten die vor der intensivierten Infiltration bestimmt wurden lediglich einen geringen Anteil an Kläranlagenablauf (6 bzw. 9 %). Die nach 2 bzw. 4 Tagen intensivierter Infiltration in der Messstelle P02 ermittelten Sucralosekonzentrationen belegen in beiden Messreihen einen Anstieg des Anteils an Kläranlagenablauf im Grundwasser auf über 60 %.

Ein Vergleich der entsprechenden Auswertungen für die Parameter Chlorid und ELF in der mittleren und unteren Graphik von **Abbildung 52** zeigt, dass dieser Nachweis eines signifikanten Anteils an Kläranlagenablauf im Grundwasser aus dem Kontrollbrunnen P02 infolge intensivierter Infiltration auch anhand dieser einfach zu bestimmenden Parameter geführt werden kann. Zur Bestimmung des Anteils an Kläranlagenablauf im Flusswasser bzw. im Grundwasser vor intensivierter Infiltration sind sie jedoch weniger geeignet. Dies ist darin begründet, dass sowohl das oberstromige Flusswasser als auch das von der „normalen“ Infiltration wenig bzw. unbeeinflusste Grundwasser P02 bereits leicht erhöhte Werte für diese beiden Parameter aufwiesen.



**Abbildung 52:** „Abwassertracer“ Sucralose (oben), Chlorid (Mitte) und ELF (unten) im Fluss- und Grundwasser vor und nach intensivierter Infiltration im November 2023 und Juni 2024

#### 5.4.6 Fazit der Untersuchungen mit kontinuierlicher Infiltration

Die Ergebnisse der abschließenden Untersuchungsphase 3 mit achtmonatiger kontinuierlicher Infiltration sowie zeitweise erhöhten Infiltrationsraten bestätigen die Befunde der Phasen 1 und 2. Im Mittel wurden in der Phase 3 kontinuierlich rd. 3,5 m<sup>3</sup>/h, d. h. insgesamt etwa 20.000 m<sup>3</sup> Kläranlagenablauf infiltriert. In dieser Zeit blieb die Infiltrationsleistung der beiden genutzten

Becken konstant, ohne das besondere Maßnahmen zur Vermeidung von Kolmatation am Beckenboden erforderlich gewesen wären.

Ein merklicher Einfluss der dauerhaft eingestellten, relativ geringen Infiltrationsraten (3,5 m<sup>3</sup>/h) auf die Grundwasserbeschaffenheit im nahen Abstrom der Infiltrationsbecken wurde erst am Ende der Trockenzeit 2024 festgestellt, nachdem mehrere Monate keine Grundwasserneubildung durch Infiltration aus dem Río Lurín stattgefunden hatte.

Durch eine über die Dauer von 24-40 h auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhte Infiltrationsrate konnte jedoch bei insgesamt drei Messreihen im Kontrollbrunnen P02 ein höherer Anteil Kläranlagenablauf gefasst werden, so dass dann eine Beurteilung der Reinigungsleistung bei der Bodenpassage sicher möglich war. Erwartungsgemäß stiegen bei erhöhter Infiltrationsrate die Konzentrationen der meisten im Kläranlagenablauf in höheren Mengen enthaltenen gelösten Inhaltstoffe im Grundwasser an (z. B. Sauerstoff, Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Sucralose). Eine Ausnahme stellt der Parameter Phosphor-gesamt dar, was einen adsorptiven Rückhalt bzw. einen biologischen Abbau der gelösten Phosphorverbindungen bei der Bodenpassage anzeigt.

Trotz der relativ hohen Durchlässigkeit des Untergrundes und der damit verbundenen hohen Fließgeschwindigkeit (> 0,3 m/h) bzw. der bei den Untersuchungen mit intensivierter Infiltration sehr geringe kurzen Aufenthaltszeit bei der Bodenpassage (<40 h) gelang dabei ein effektiver Rückhalt von Trübstoffen und Partikeln. Bemerkenswert ist, dass diese „beschleunigte“ Bodenpassage auch chlorresistente Pathogene wie Clostridium perfringens und Dauerformen der humanpathogenen Parasiten (Giardien, Cryptosporidien) vollständig zurückhielt.

## 5.5 Maßnahmen für die Stabilisierung der Infiltrationsraten

Üblicherweise kommt es bei der kontrollierten Grundwasseranreicherung in Versickerungsbecken durch Anreicherung von Trüb- bzw. Feststoffen sowie Biofilmwachstum im Porenraum der Versickerungszone nach einer gewissen Betriebszeit zur Kolmatation und damit zum Rückgang der Infiltrationsleistung. Durch Maßnahmen wie z. B. Trockenfallen der Becken und Pflügen oder ggf. Abtrag der obersten Bodenschichten kann dem entgegengewirkt werden. Zum Feststellen geeigneter Betriebsbedingungen der Versickerungsanlagen ist in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen das Testen verschiedener Betriebsvariationen, wie Flächenbelastung, Trocknungsintervalle und Oberflächenbearbeitung empfehlenswert (Bouwer 2002; Dillon et al. 2022; Toze et al. 2004).

Entgegen den Erwartungen kam es im vorliegenden Pilotprojekt über den gesamten ca. 16-monatigen Einstaubetrieb der Becken IP 1 und IP 3 zu keinem Rückgang der Infiltrationsleistung. Die geplanten Untersuchungen zur Optimierung der Betriebsbedingungen durch Variation von Flächenbelastung, Trocknungsintervallen und Oberflächenbearbeitung waren deshalb entbehrlich.

Die Ursache der konstant hohen Infiltrationsleistung ist in dem gerölligen, stark durchlässigen Untergrund im Lurín-Tal zu sehen. Höhere Versickerungsraten von bspw. 1 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>h) scheinen auch langfristig möglich zu sein.

## 5.6 Grundwasser- bzw. Uferfiltratbeschaffenheit im Lurín-Tal

Ergänzend zu den in den voranstehenden Kapiteln erläuterten Grundwasseruntersuchungen im Nahbereich der Infiltrationsbecken der MAR-Pilotanlage (Kontrollbrunnen P01-P04) erfolgten auch Analysen an Grundwässern im weiteren Umfeld. Die Proben wurden dabei aus zwei Privatbrunnen entnommen („PW n. PTAR“ und PW Nr. 374, Details zur Lage und Probenahme siehe **Tabelle 6**). Derartige Brunnen dienen zur Eigenversorgung mit Trinkwasser, bzw. zur Bewässerung und sind im ganzen Lurín-Tal weit verbreitet. Ähnlich wie die Kontrollbrunnen P01 bis P04 auf dem Gelände der PTAR Cieneguilla erfassen sie oberflächennahes Grundwasser (Ausbautiefen der Privatbrunnen 10 bis 15 m uGOK). Da die Grundwasserneubildung im Lurín-Tal durch Uferfiltration, d. h. Infiltration aus dem Flussbett, erfolgt und das Flusswasser in der Trockenzeit hauptsächlich aus Kläranlagenablauf besteht, dienen die Analysen insbesondere auch dazu, die Reinigungswirkung einer längeren Bodenpassage zu erfassen. Der Privatbrunnen „PW n. PTAR“ befindet sich etwa 70 m und der Privatbrunnen „PW Nr. 374“ etwa 120 m vom Río Lurín entfernt.

Ausgewählte Befunde der beiden privaten Brunnenwässer zu zwei Untersuchungszeitpunkten sind in **Tabelle 18** zusammengestellt. Die in der rechten Zahlenspalte mitangegebenen Ergebnisse eines Tiefgrundwassers im Lurín-Tal („TBr. Manchay“, Ausbau bis 90 m u GOK) dienen zum Vergleich, bzw. zur Bewertung von Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit mit der Entnahmetiefe (Daten aus dem TRUST-Projekt, siehe León et al. 2021).

**Tabelle 18:** Analysenergebnisse von oberflächennahem Grundwasser (PW, Privatbrunnen) und eines Tiefbrunnenwassers aus dem Lurín-Tal

		PW n. PTAR		PW Nr. 374		TBr. Manchay
		15.08.23	14.11.23	15.08.23	23.10.24	28.11.18
E. coli	1/100 mL	0	0	0	0	0
som. Coliphagen	1/100 mL	0	0	0	0	0
pH-Wert vor-Ort	-	7,17	7,18	7,11	7,19	7,24
Sauerstoff vor-Ort	mg/L	n.b.	1,5	-	3,7	3,1
ELF (25°C)	µS/cm	823	657	557	615	833
Säurekap. pH 4,3	mmol/L	2,97	2,6	2,82	2,14	2,85
Calcium	mg/L	95,9	71,1	58,8	63,8	95,9
Magnesium	mg/L	13,5	9,8	8,3	8,8	11,9
Natrium	mg/L	46,2	36,6	41,4	45,7	47,9
Eisen	mg/L	0,15	0,03	0,01	0,02	<0,01
Arsen	mg/L	0,004	0,004	<0,001	<0,001	0,002
Bor	mg/L	0,36	0,28	0,24	0,21	0,26
Uran	mg/L	n.b.	0,0011	0,0021	0,0009	0,0009
Chlorid	mg/L	81,7	57,6	43,3	70	117
Nitrat	mg/L	9,9	4,4	5,8	2,6	12
Sulfat	mg/L	143	97,7	73,7	92,1	110
Phosphor, ges.	mg/L	n.b.	<0,1	n.b.	<0,1	<0,1
TOC	mg/L	1,2	0,95	0,74	0,79	0,38
Melamin	µg/L	<0,01	0,012	<0,01	<0,01	<0,01
Atenololsäure	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Carbamazepin	µg/L	<0,01	<0,01	0,014	0,013	<0,01

		PW n. PTAR		PW Nr. 374		TBr. Manchay
		15.08.23	14.11.23	15.08.23	23.10.24	28.11.18
Diclofenac	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Iopamidol	µg/L	< BG	<0,01	0,017	0,012	<0,01
Irbesartan	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sulfamethoxazol	µg/L	0,031	0,035	0,03	0,049	0,033
Valsartansäure	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acesulfam	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,047
Sucralose	µg/L	2,6	2,7	2,3	1,1	n.b.

Ein Vergleich der Befunde der beiden Privatbrunnen in **Tabelle 18** mit den Daten der Kontrollbrunnen P01 bis P03 (siehe z. B. **Tabelle 9**) zeigt eine sehr ähnliche Beschaffenheit aller fünf oberflächennahen Grundwässer. Sie sind sauerstoff- und nitratarm, mittelhart (Summe  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  1,8 - 2,5 mmol/L), ausreichend gepuffert (vgl. Säurekapazität bis pH 4,3) und enthalten signifikante Mengen an Chlorid und Sulfat. Mit Ausnahme vernachlässigbarer Mengen an Arsen und Uran sind keine Schwermetalle bzw. toxischen Spurenelemente enthalten. Die Konzentrationen an organischen Substanzen (vgl. TOC), liegen auf niedrigem Niveau und anthropogene Spurenstoffe, wie z. B. Sucralose und Sulfamethoxazol sind im Spurenbereich nachweisbar. Auch in hygienisch-mikrobiologischer Hinsicht sind die Grundwässer nicht zu beanstanden.

Das Tiefbrunnenwasser hat eine mit den oberflächennahen Grundwässern praktisch identische physikalisch-chemische Beschaffenheit. Mit Acesulfam (Süßstoff) und Sulfamethoxazol (Antibiotikum) sind ebenfalls zwei anthropogene Spurenstoffe enthalten. Der geringe TOC-Wert deutet auf sehr umfangreiche biologische Abbau- bzw. Reinigungsprozesse bei längerer Aufenthaltszeit im Aquifer hin. Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist das Vorhandensein von Sauerstoff in tieferen Aquiferbereichen. Infolgedessen spielen reduzierende Prozesse, die zur Freisetzung der für Tiefengrundwässer typischen Störstoffe  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Mn}^{2+}$  führen, im vorliegenden Fall keine Rolle.

Zusammenfassend ist sowohl für das untersuchte Tiefen- als auch das oberflächennahe Grundwasser im Lurín-Tal eine einwandfreie Beschaffenheit festzustellen. Sie können prinzipiell ohne Aufbereitung als Trinkwasser genutzt werden. Das Vorhandensein unproblematisch niedriger Mengen an in der Umwelt persistenten anthropogenen Spurenstoffen belegt die Grundwasserneubildung über die Infiltration von Flusswasser mit einem gewissen Abwasseranteil. Es handelt sich bei dem Grundwasser im Lurín-Tal somit um Uferfiltrat des Río Lurín, wobei während der Bodenpassage umfangreiche Reinigungsprozesse wirksam sind.

## 5.7 Wirkungsbezogene Analytik (WBA)

### 5.7.1 Methodik

Bei der wirkungsbezogenen Analytik (WBA) handelt es sich um eine Kombination aus Fraktionierung, Bioassay (biologisches Testverfahren) und chemischer Analytik. Durch den Einsatz der Hochleistungsdünnschichtchromatographie (HPTLC) als Trenntechnik können Bioassays zum Nachweis multipler toxischer Effekte direkt auf der Dünnschichtplatte durchgeführt werden. Damit ist es möglich Spurenstoffwirkungen sowie deren Veränderungen bei Aufbereitungsprozessen integral zu bewerten. Die Methodik ermöglicht im Gegensatz zur Einzelstoffanalytik eine holistische Bewertung der Effekte, die die Wasserprobe verursacht.

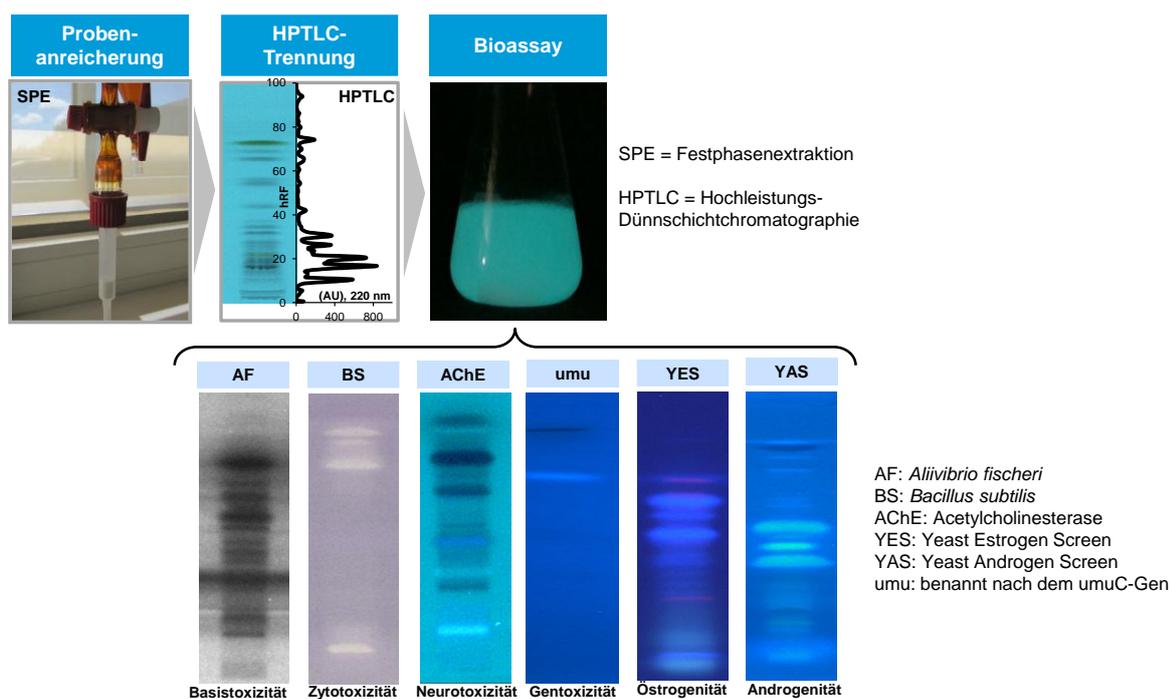
Für die Bioassays wird eine Biotestbatterie verwendet, die aus sechs Bioassays besteht. Gemessen wird jeweils ein Substrat, das gebildet wird, in Form von Fluoreszenz oder Licht. Die Empfindlichkeit der Bioassays muss für die Untersuchung von Wasserproben durch eine Anreicherung erhöht werden, weshalb nach der Probenahme eine Festphasenextraktion (SPE) Anwendung findet.

Die im Bioassay verwendeten Enzyme / Organismen und bewerteten Endpunkte (Toxizität) sind in **Tabelle 19** dargestellt. An dieser Stelle sei angemerkt, dass durch den Einsatz von ausschließlich einzelligen Systemen bzw. Enzymen als Biotests (Bakterien und Hefezellen) die Übertragung der Ergebnisse auf komplexe Organismen nur bedingt gegeben ist.

**Tabelle 19:** Enzyme / Organismen und Endpunkte der Bioassays bei der WBA

Kürzel	Bioassay	Organismus / Enzym	Endpunkt
AF	<i>Aliivibrio fischeri</i> -Assay	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Basistoxizität
AChE	Acetylcholinesterase-Assay	Acetylcholinesterase	Neurotoxizität
BS	<i>Bacillus subtilis</i> -Assay	<i>Bacillus subtilis</i>	Zytotoxizität
YES	Yeast Estrogen Screen	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> BJ3505	Östrogenität
YAS	Yeast Androgen Screen	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> PGKhAR	Androgenität
Umu	Umu-Assay	<i>Salmonella typhimurium</i> TA1535/pSK1002	Genotoxizität

Die angewandte Methodik aus dünnschichtchromatografischer Trennung (HPTLC) und Bioassay ist in **Abbildung 53** dargestellt. Weitere Details zur Methodik der WBA können entsprechenden Publikationen entnommen werden (Flörs et al. 2025; Schoenborn et al. 2017; Stütz et al. 2020).



**Abbildung 53:** Methodik der Wirkungsbezogenen Analytik (WBA)  
© Landeswasserversorgung Stuttgart

Die Analysen der Wirkungsbezogenen Analytik (WBA) wurden vom Zweckverband Landeswasserversorgung analysiert. Der Einsatz der Biotestbatterie sollte dabei erfassen, ob durch die Infiltration von gereinigtem Abwasser wirkende Substanzen in das Grundwasser eingebracht werden.

## 5.7.2 Ergebnisse

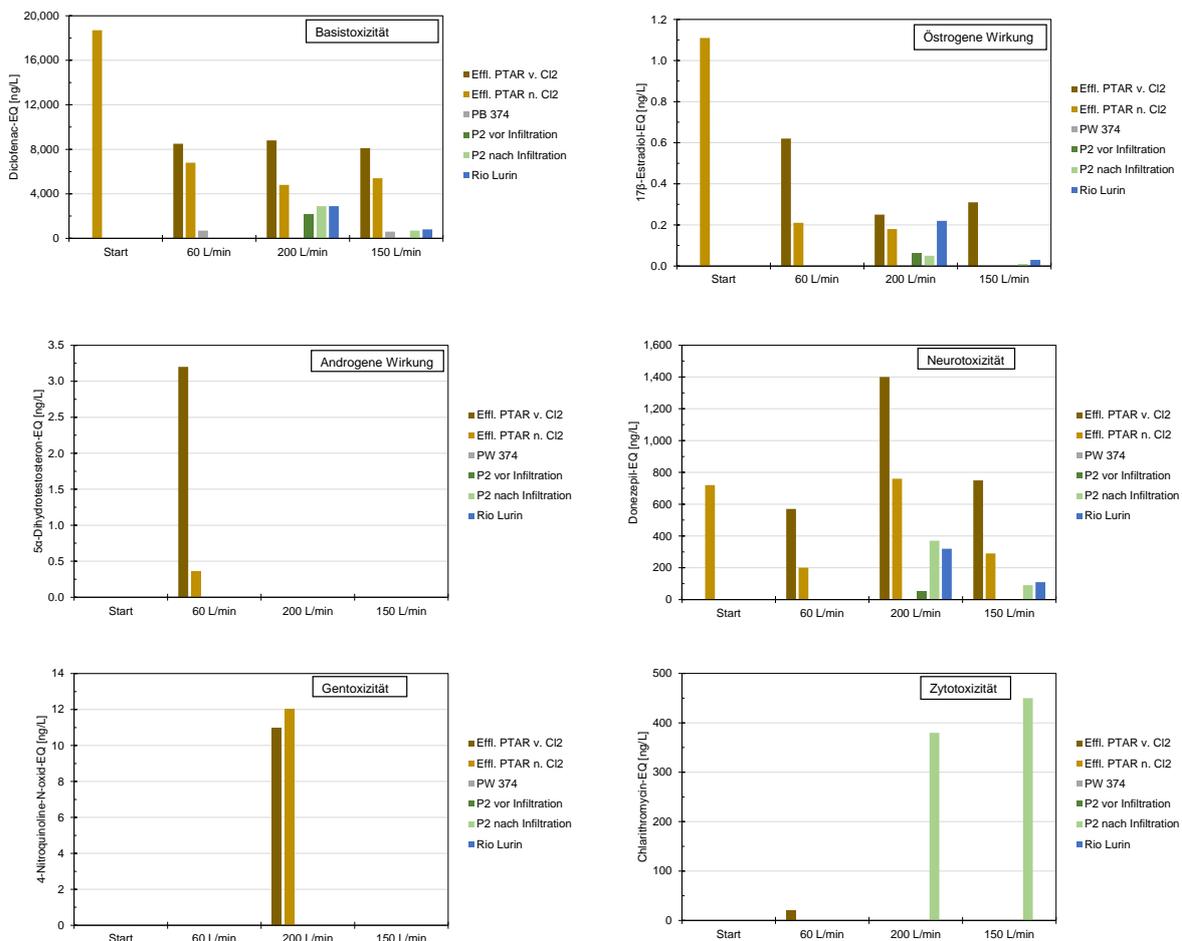
Die Aufteilung der Messkampagnen erfolgt dabei nach Zeitpunkt der Probenahme und entsprechender Versuchsphase. „Start“ beschreibt die erste Probenahme kurz nach Inbetriebnahme der Anlage, „60 L/min“ beinhaltet die Probenahme während der kontinuierlichen Infiltration von 60 L/min (Dauerbetrieb) und „200 L/min“ bzw. „150 L/min“ ergeben sich aus der Probenahme während der kontinuierlichen Infiltration von 150 - 200 L/min (Kurzzeitversuch). **Tabelle 20** fasst die Probenahmestellen und deren Beschreibung zusammen.

**Tabelle 20:** Probenahmestellen für die WBA

Bezeichnung	Beschreibung
Effl. PTAR v. Cl <sub>2</sub>	Ablauf der Kläranlage Cieneguilla vor Chlorung
Effl. PTAR n. Cl <sub>2</sub>	Ablauf der Kläranlage Cieneguilla nach Chlorung
PW 374	Grundwasser aus Privatbrunnen im Lurín-Tal, ca. 400 m abstromig von Kläranlage
P2 vor Infiltration	Grundwasser aus Kontrollbrunnen P02, vor Infiltrationsexperiment
P2 nach Infiltration	Grundwasser aus Kontrollbrunnen P02, nach Infiltrationsexperiment
Río Lurín	Río Lurín, oberstromig von Kläranlageneinleitung

Die Banden der WBA sind in der Folge nicht dargestellt. Sie erlauben jedoch über die Elutionszeit eine Aussage dazu, ob es sich bei der bzw. den wirkungsverursachenden Substanzen um dieselbe oder unterschiedliche handelt.

Die Ergebnisse der WBA sind in **Abbildung 54** pro Bioassay als jeweilige Äquivalenzkonzentration (EQ) dargestellt.



**Abbildung 54:** Ergebnisse der WBA

Die Ergebnisse der einzelnen Bioassays und die detektierten Wirkungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Wirkungen des Kläranlagenablaufes nach Chlorung für die erste Probenahme (Start) sind für alle Tests auffällig hoch, was darauf schließen lässt, dass eine hohe Belastung des Abwassers zum Zeitpunkt der Probenahme vorlag.
- In allen Bioassays ist zu beobachten, dass durch Chlorung des Abwassers (Vergleich Kläranlagenablauf vor und nach Chlorung) keine wirksamen Substanzen gebildet werden. Ein Großteil der Wirkungen wird durch die Chlorung sogar reduziert.

- Für die Basistoxizität wurde durch die Infiltration eine Wirkung im Grundwasser von P02 leicht erhöht, es handelt sich jedoch um die Intensivierung der Banden, die vorher schon detektiert wurden, aber gleichzeitig auch im Abwasser zu finden sind. Die EQ liegen im üblichen Wertebereich für Grund- bzw. Flusswasser. Für die Abwasserproben wurde eine deutlich höhere Belastung an wirkenden Substanzen detektiert, wobei die Wirkung durch die Chlorung deutlich reduziert wurde. Die Bodenpassage reduziert die Wirkungen der Abwasserproben (vgl. „Effl. PTAR n.Cl<sub>2</sub>“ und „P2 nach Infiltration“).
- Östrogene Wirkungen wurden in geringer Ausprägung in fast allen Proben detektiert. Dabei wurde in den Grundwasserproben eine schwache Wirkung und in den Flusswasserproben erwartungsgemäß stärkere Wirkungen festgestellt. Durch die Infiltration wurde keine Änderung der Wirkung im Grundwasser beobachtet. Die im Kläranlagenablauf nachgewiesene EQ von bis zu 1 ng/L ist für Abwasserproben nicht übermäßig hoch und wurde durch die Bodenpassage deutlich reduziert (vgl. „Effl. PTAR n.Cl<sub>2</sub>“ und „P2 nach Infiltration“).
- Androgene Wirkungen wurden nur in wenigen Proben detektiert. Zu einem Zeitpunkt wurde Wirkungen im Abwasser festgestellt, die durch die Chlorung deutlich reduziert wurden. Die Wirkung in einem Privatbrunnen (in **Abbildung 54** nicht dargestellt) ist vermutlich auf die Probenahmebedingungen und nicht auf Abwassereinfluss zurückzuführen, da eine andere Bande vorliegt als im Abwasser.
- Neurotoxische Wirkungen konnten im Río Lurín sowie in den Grundwasserproben bei der Infiltration von 200 bzw. 150 L/min festgestellt werden. Im Vergleich dazu zeigen die Abwasserproben eine stärkere neurotoxische Gesamtwirkung auf. Durch die Infiltration steigt die Wirkung im Grundwasser des Kontrollbrunnens P02. Es handelt sich um die Intensivierung von den Banden, die bereits zuvor im Grundwasser des Kontrollbrunnens jedoch auch in den Abwasserproben detektiert wurden. Die 370 ng/L EQ im Kontrollbrunnen P02 nach Infiltration liegt im üblichen Wertebereich für ein Oberflächenwasser. Im Vergleich zu den Abwasserproben (Infiltrat) erfolgte eine Reduktion durch die Bodenpassage.
- Im Bereich der Gentoxizität wurden Wirkungen ausschließlich im Kläranlagenablauf detektiert. Für die Grund- und Oberflächenwässer wurden keine Wirkungen nachgewiesen. Die Wirkung im Abwasser von 11-12 ng/L EQ ist als sehr hoch einzustufen, jedoch wurde diese Wirkung nur zu einem der vier Zeitpunkte im Abwasser nachgewiesen. Die festgestellte Wirkung setzt sich nicht im Kontrollbrunnen P02 nach Infiltration fort.
- Eine zytotoxische Wirkung wurde für die Grund- und Oberflächenwasser nur im Grundwasser des Kontrollbrunnens P02 nach der Infiltration nachgewiesen sowie in einem Privatbrunnen (in **Abbildung 54** nicht dargestellt). Die detektierte Wirkung ist vermutlich auf die Probenahmebedingungen zurückzuführen. Die Wirkung im Kontrollbrunnen P02 ist nur nach der Infiltration nachweisbar. Es kommt eine neue Wirkung hinzu, die vor der Infiltration nicht vorhanden war, jedoch auch nicht in den Abwasserproben nachgewiesen wurde. Daher ist die zusätzliche Wirkung nicht unbedingt auf die Infiltration bzw. den Abwassereinfluss zurückzuführen. Es sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

Generell zeigten die Proben der WBA, dass die detektierten Wirkungen in den Abwasserproben am höchsten waren, gefolgt von Flusswasser. Die Grundwasserproben sind am wenigsten belastet. Für einen Großteil der Proben lagen die detektierten Wirkungen bzw. EQ im üblichen Wertebereich. Durch die Chlorung des Abwassers wurde eine Reduktion der Wirkungen beobachtet.

Durch die Infiltration des Abwassers wurde im Kontrollbrunnen P02 eine leichte Erhöhung der basistoxischen und neurotoxischen Wirkung im Grundwasser festgestellt. Dabei handelt es sich jedoch um die Intensivierung der Banden, die bereits vor der Infiltration in P02 detektiert wurden, aber gleichzeitig auch im Abwasser zu finden sind. Eine erhöhte Wirkung wurde weiterhin bei der Zytotoxizität festgestellt, wobei eine neue Bande auftrat, die im Abwasser nicht wiederfindbar ist. Daher sind weiterführende Untersuchungen notwendig, bevor die erhöhte zytotoxische Wirkung der Infiltration zugewiesen werden könnte.

Gentoxische und androgene Wirkungen wurden im Kontrollbrunnen P02 weder vor noch nach der Infiltration nachgewiesen. Die östrogene Wirkung in P02 blieb durch die Infiltration unverändert.

Für die Basistoxizität, die östrogene Wirkung und die Neurotoxizität wurde durch die Bodenpassage eine Reduktion der Wirkung erzielt, was durch den Vergleich des als Infiltrat dienenden Kläranlagenablaufes mit dem Grundwasser in P02 nach Infiltration deutlich wird. Damit zeigt die ganzheitliche Methode der WBA, dass MAR nicht nur quantitativ ein Potenzial darstellt, sondern auch eine weitere Aufbereitung des Infiltrats durch die Bodenpassage erzielt werden kann.

## 5.8 Weitergehende Aufbereitung zur Spurenstoffentfernung

MAR ist eine Technologie, um Wasserwiederverwendung zu ermöglichen, indem gereinigtes Abwasser in den Untergrund infiltriert und dort zusätzlichen Reinigungsprozessen in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone unterzogen wird. MAR stellt somit auch ein einfaches, betriebsstabiles und sehr kostengünstiges Aufbereitungsverfahren dar.

Wie die Untersuchungsergebnisse des NEWA-LIMA Projekts gezeigt haben, werden bei der Bodenpassage Trübstoffe/Partikel und humanpathogene Mikroorganismen sehr weitgehend zurückgehalten und es erfolgt ein biologischer Abbau von organischen Substanzen. In der Umwelt persistente, d. h. biologisch schwer abbaubare Stoffe können mit einem derartigen naturnahen Verfahren jedoch nicht effektiv eliminiert werden. Die meisten Vertreter dieser Stoffklasse, wie beispielsweise die in jedem häuslichen Abwasser enthaltenen Lebensmittelzusatzstoffe Sucralose und EDTA, sind zwar nicht toxisch, dennoch sind sie in einem aufbereiteten Wasser unerwünscht.

Prinzipiell können persistente anthropogene Spurenstoffe mit den Verfahren Umkehrosmose, Aktivkohleadsorption und AOP (advanced oxidation processes) aus Wasser entfernt werden. Alle drei Verfahren erfordern jedoch vergleichsweise hohe Investitionen und sind aufgrund ihres Energie- und Verbrauchsmittelbedarfs auch betriebskostenintensiv.

Im Rahmen des NEWA-LIMA Projekts erfolgten orientierende Untersuchungen mit den Verfahren Umkehrosmose (UO) und Aktivkohlefiltration (AKF), die in den beiden folgenden Kapiteln vorgestellt werden.

## 5.8.1 Umkehrosmose

Bei der Umkehrosmose wird der Rohwasserzulauf mit Hilfe einer Pumpe bzw. Druckerhöhung durch eine Membran gepresst und dabei in einen größeren, weitestgehend von Inhaltsstoffen befreiten Teilstrom (Permeat) sowie einen mit den von der Membran zurückgehaltenen Stoffen angereicherten Teilstrom (Konzentrat) aufgetrennt. Bei der Behandlung von Grundwasser oder gereinigtem Abwasser sind Drücke von 8-15 bar üblich und es können mit Hilfe der Zugabe von stabilisierenden Chemikalien Permeatströme von bis zu 80 % (bezogen auf den Rohwasserzulauf) erzielt werden. Zum Vergleich: Eine UO-Entsalzung von Meerwasser erfordert Drücke >60 bar und der Permeatstrom liegt in der Regel unter 50 % der Zulaufmenge.

Im NEWA-LIMA Projekt wurde die UO-Aufbereitung von Kläranlagenablauf Cieneguilla im Rahmen einer studentischen Abschlussarbeit der Universidad Nacional de Ingeniería mittels einer für die Wasserbehandlung im Haushalt konzipierten UO-Kleinanlage untersucht. Die Anlage bestand aus zwei Vorfiltern zur Partikelentfernung sowie dem Umkehrosmose-Modul und hatte eine Permeatleistung von ca. 2,5 L/min. Der Fokus der Untersuchungen lag auf der Kostenermittlung für Betrieb (v. a. Energie) und Wartung.

Die Befunde begleitender Wasseranalysen in **Tabelle 21** zeigen den erwarteten vollständigen Rückhalt zweiwertiger Ionen wie z. B.  $\text{Ca}^{2+}$  und Sulfat sowie den über 90%igen Rückhalt einwertiger Ionen wie Nitrat und Chlorid durch die UO-Behandlung. Dementsprechend wird auch die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter für den Gehalt an Ionischen Inhaltsstoffe um etwa 98 % verringert. Gase wie z. B. Sauerstoff passieren die UO-Membranen dagegen weitgehend ungehindert.

**Tabelle 21:** Analysenergebnisse der Umkehrosmose-Versuchsanlage 14.11.2023 (Wassertemp. 25°C)

		Zulauf UO	UO Permeat	UO Konzentrat
pH-Wert vor-Ort		7,1	5,7	7,2
Sauerstoff vor-Ort	mg/L	4,0	3,9	4,0
ELF (25°C)	µS/cm	1240	25,6	1495
Calcium	mg/L	119	<0,5	160
Magnesium	mg/L	18,7	<0,5	24,4
Natrium	mg/L	98,7	4,3	128
Arsen	mg/L	0,002	<0,001	0,002
Bor	mg/L	0,32	0,21	0,35
Uran	mg/L	0,0013	<0,0001	0,0018
Chlorid	mg/L	167	2,4	217
Nitrat	mg/L	60,1	3,9	80,3
Sulfat	mg/L	182	<1	237
Phosphor, gesamt	mg/L	1,5	<0,1	1,9
Silicium	mg/L	15,6	0,3	20,6
TOC	mg/L	4,5	0,26	4,7
1,4-Dioxan	µg/L	0,082	<0,025	n.b.
Benzotriazol	µg/L	0,013	< 0,01	n.b.
Melamin	µg/L	0,31	0,054	n.b.
EDTA	µg/L	25	< 0,01	n.b.
Atenololsäure	µg/L	0,024	< 0,01	n.b.

		Zulauf UO	UO Permeat	UO Konzentrat
Diclofenac	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Irbesartan	µg/L	0,018	< 0,01	n.b.
Sulfamethoxazol	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Valsartansäure	µg/L	0,55	< 0,01	n.b.
4-iso-Nonylphenol	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Bisphenol A	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Saccharin	µg/L	0,088	< 0,01	n.b.
Sucralose	µg/L	57	0,2	n.b.
Perfluorbutanoat	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Perfluoroctanoat	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.
Perfluoroctansulfonat	µg/L	< 0,01	< 0,01	n.b.

Aus den Analysedaten der ionogenen Hauptinhaltsstoff errechnet sich zum Untersuchungszeitpunkt eine Ausbeute von lediglich 25 %, was auf den begrenzten Zulaufdruck zurückzuführen war (ca. 2,5 bar). Für die meisten anthropogenen Störstoffe zeigen die Analysedaten erwartungsgemäß einen praktisch vollständigen Rückhalt durch die UO-Membran. Eine Ausnahme hiervon stellt die Industriechemikalie Melamin dar (ca. 80 % Elimination). Dies ist darauf zurückzuführen, dass es sich hierbei um ein relativ kleines (Molmasse 126 g/mol) und unpolares Molekül handelt. Auch der geringe Rückhalt von Bor zeigt die Grenzen der UO-Behandlung auf. Aus der Eliminationsrate von lediglich rd. 35 % kann gefolgert werden, dass die Borgehalte im Ablauf der Kläranlage Cieneguilla (= Zulauf zur UO) weniger auf polare Perborate (Waschmittelzusatzstoffe) sondern überwiegend auf Borsäure zurückzuführen sind (Anm.: Borsäure liegt bei pH 7,1 weitgehend undissoziiert als  $B(OH)_3$  und damit als kleines, unpolares Molekül vor). Diese kommt im lokalen Grundwasser geogen bedingt vor, wie bspw. die Befunde von Proben aus Privatbrunnen im Raum Cieneguilla in **Tabelle 18** zeigen.

Im Rahmen des mehrwöchigen Betriebs der UO-Kleinanlage zeigte sich, dass eine häufige mechanische Reinigung der Vorfilter und zudem ein vorzeitiger Austausch der UO-Kartusche erforderlich waren. Die Gesamtkosten für die Abwasserreinigung mit der Kleinanlage wurden zu ca. 5 USD pro  $m^3$  Permeat abgeschätzt (Bolívar 2025).

Bei der Bewertung dieser vergleichsweise sehr hohen Kosten ist zu berücksichtigen, dass bei derartigen Kleinanlage die Anschaffungskosten, sowie Energiekosten (wegen geringer Ausbeute) überproportional hoch sind. Nach Erfahrungen mit der großtechnischen Trinkwassergewinnung aus Grundwasser sowie „Brackwasser“ (Beschaffenheit vergleichbar mit Klarwasser aus kommunalen Kläranlagen) mittels UO in Deutschland liegen dabei die Produktionskosten deutlich niedriger, in der Größenordnung von 0,4 bis 0,6 USD/ $m^3$  Permeat (Langjährige Praxiserfahrung des TZW). Kosten für die Entsorgung des Konzentrats sind darin jedoch nicht enthalten. Diese können, bspw. bei Einleitung in eine Kläranlage, sehr hoch sein (z. B. 2,0 USD/ $m^3$  Konzentrat bzw. 0,5 USD/ $m^3$  Permeat). Im Vergleich dazu liegen die Kosten einer MAR-Behandlung von gereinigtem Abwasser deutlich niedriger (0,02 USD/ $m^3$ , siehe Kapitel 2.3.4), wobei dann jedoch keine weitest gehende Entfernung von anthropogenen Störstoffen gelingt. Weitere Kostenabschätzungen zu MAR-Anlagen finden sich in der Literatur (beispielsweise Maliva 2014, Vanderzalm et al. 2022).

## 5.8.2 Aktivkohle-Adsorption

Die Aktivkohle-Adsorption ist in Deutschland seit Jahrzehnten ein bewährtes Verfahren in der Wasseraufbereitung. Dabei kommen zwei verschiedene Varianten, die Filtration des zu behandelnden Wassers über eine Schüttung aus granulierter Aktivkohle sowie die Zugabe von Pulveraktivkohle zum Einsatz. Im letzteren Fall ist eine Nachbehandlung zur Abtrennung der Pulverkohle, bspw. in einer Sandfilterstufe, erforderlich.

Kennzeichen von Aktivkohle ist eine sehr große innere Oberfläche ( $>500 \text{ m}^2/\text{g}$ ), an die sich bevorzugt unpolare Substanzen anlagern und dadurch aus der Wasserphase entfernt werden. Dies bedeutet jedoch, dass das Verfahren der Aktivkohleadsorption stark selektiv wirkt, d. h. die einzelnen anthropogenen Störstoffe werden dabei mit unterschiedlicher Effizienz entfernt (abhängig u. a. von deren Polarität). Auch die Qualität bzw. der Aktivierungsgrad der eingesetzten Aktivkohle spielt eine entscheidende Rolle bei dem erzielbaren Durchsatz (bei Filterschüttung aus AK-Granulat) bzw. der erforderlichen Zugabemenge (bei Pulver-AK) und damit den resultierenden Verbrauchsmittelkosten. Zwar existieren bereits Messgrößen, wie z. B. die Jod- und die Nitrobenzolzahl, die eine erste Einschätzung der Adsorptionsleistung einer Aktivkohle erlauben. Praxiserfahrungen zeigen jedoch, dass diese Laborparameter in vielen Fällen nicht ausreichen, sondern eine prozessorientierte Bewertung, z. B. in Kleinfilterversuchen, vorteilhaft ist.

Aus diesem Grund wurde im NEWA-LIMA Projekt eine Kleinfilter-Methodik getestet, um die Qualität bzw. die Adsorptionsleistung von handelsüblichem Aktivkohle-Granulat bewerten zu können. Die Besonderheit der Methodik besteht in einem sehr einfachen Versuchsaufbau sowie der Tatsache, dass keine aufwändige Spurenstoffanalytik erforderlich ist. Die zeitliche Entwicklung der Adsorptionsleistung wird stattdessen über den spektralen Adsorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK254) erfasst, der sehr einfach, mittels mobilem Handmessgerät vor-Ort, gemessen werden kann.

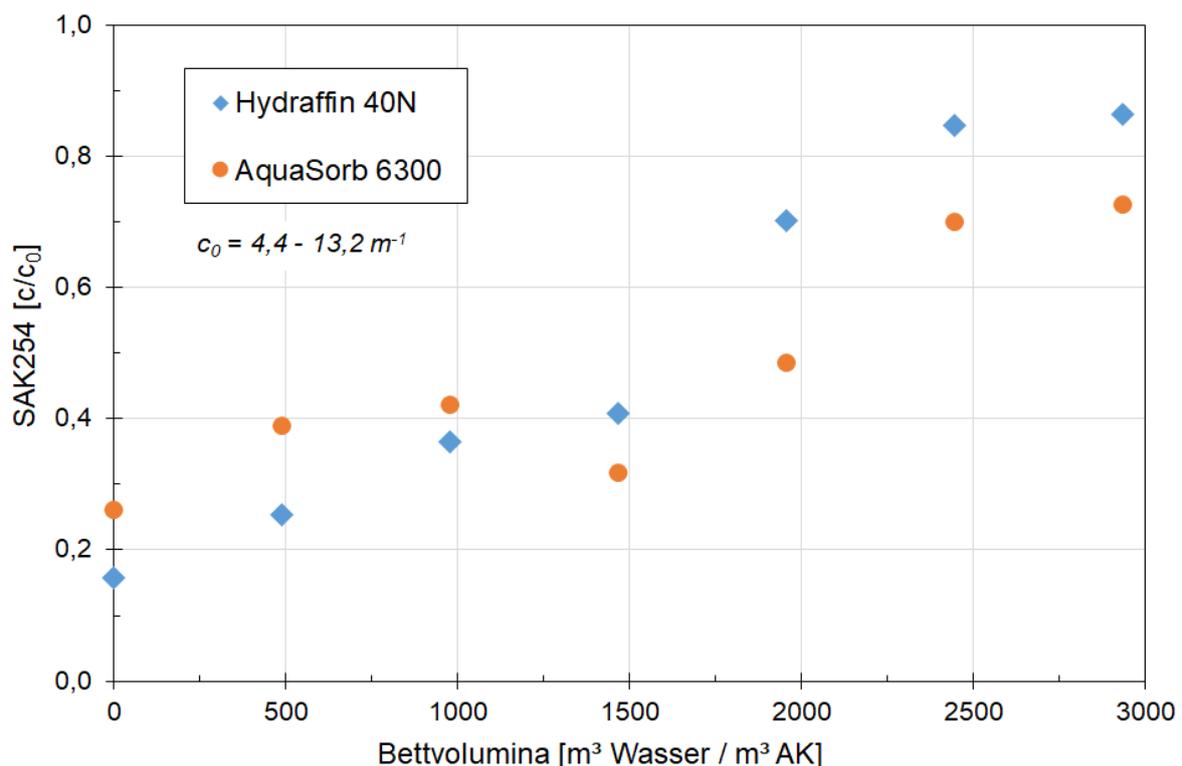
Die beiden am Standort der MAR-Pilotanlage in der PTAR Cieneguilla installierten AK-Kleinfilter bestanden jeweils aus einem rd. 1 m langen, senkrecht aufgestellten Plexiglasrohr mit einem Innendurchmesser von 15 mm. Als „Filterboden“ wurde unten jeweils ein Kunststoffnetz eingeklebt und darauf eine 5 cm hohe Kiesschicht sowie darüber eine 80 cm hohe Schicht des zu untersuchenden Aktivkohlegranulats eingebracht. Die Wasserzu- und ableitung erfolgte über PE-Schläuche mit zu dem Plexiglasrohr passenden Innendurchmesser. Zum Austrag von Feinkorn wurden die Kleinfilter bei der Inbetriebnahme im Aufstrom bei ca. 20 % Betaausdehnung gespült. Der sechstägige Versuchsbetrieb erfolgte dann im Abstrom, wobei der Zieldurchsatz von 2,7 L/h, entsprechend einer Filtergeschwindigkeit von 15 m/h, durch regelmäßiges „auslitern“ kontrolliert bzw. nachgeregelt wurde.

Bei den beiden untersuchten Aktivkohle-Granulaten handelte es sich um die in Peru verfügbare Hydriffin 40 N der Firma Jacobi Carbons AB sowie die in Deutschland bei der Trinkwasseraufbereitung häufig eingesetzte Kohle des Typs AquaSorb 6300 8x30mesh der Donau Carbon GmbH.

Wie erwähnt, diente der SAK254 als Bewertungsmaß für die Adsorptionsleistung, d. h. für die Kapazität der Aktivkohle, Störstoffe zurückzuhalten. Der SAK254 erfasst die in jedem Wasser enthaltenen organischen Substanzen, die aromatische Strukturen und/oder Doppelbindungen aufweisen. Diese Substanzgruppe wird vergleichsweise gut an Aktivkohle adsorbiert, so dass

die Messung des SAK254 Rückschlüsse auf das Verhalten anderer adsorbierbarer Substanzen erlaubt. Bei der Messreihe mit den beiden AK-Kleinfiltern in der PTAR Cieneguilla wurde der SAK254 in Abständen von 3-12 h über den sechstägigen Versuchszeitraum im Kläranlagenablauf (=Zulauf zu den Kleinfiltern) sowie den Abläufen der beiden Kleinfilter gemessen (Messgerät: UV254 FIELD METER, Real Tech Inc.). Zur Validierung dieser Methodik der Bewertung der Adsorptionskapazität einer Aktivkohle mit Hilfe des Durchbruchs SAK-aktiver Substanzen, wurden bei den Kleinfiltertests zu den einzelnen Messzeitpunkten parallel zur vor-Ort-Messung des SAK254 auch Proben zur Analyse der drei anthropogenen Spurenstoffe Sucralose, Valsartansäure und Melanin im Labor am TZW in Karlsruhe entnommen.

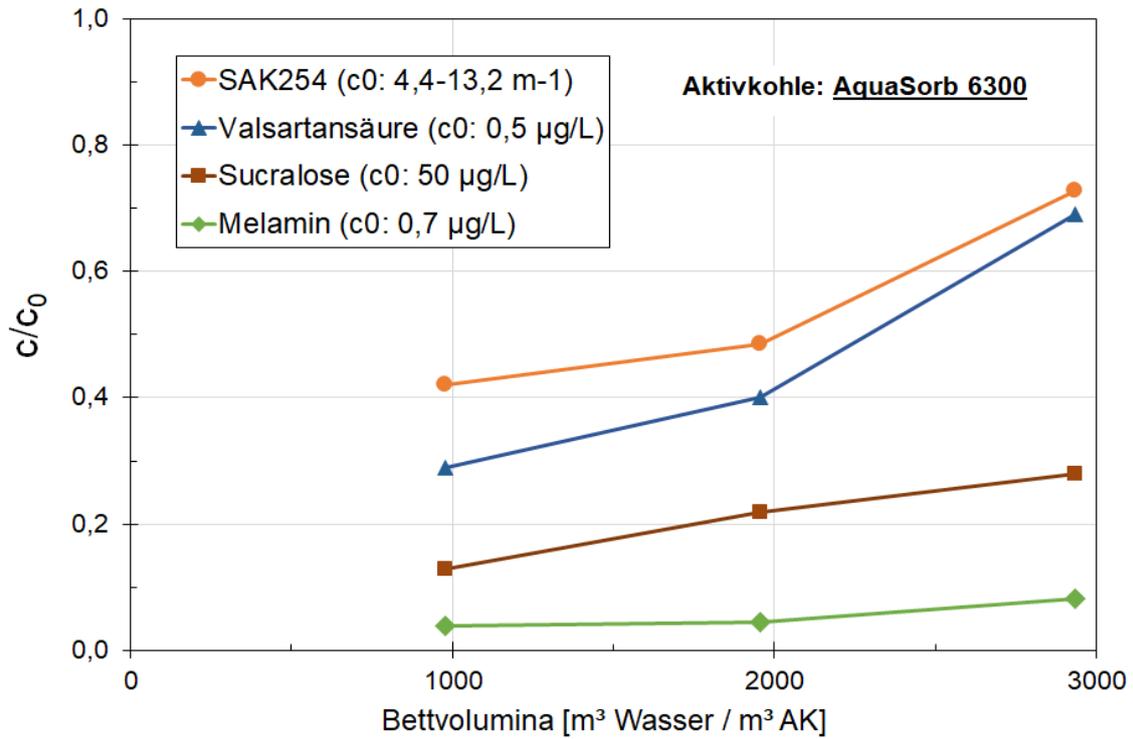
Eine graphische Auswertung der SAK254-Werte zeigt **Abbildung 55**. Dabei ist auf der x-Achse der zum jeweiligen Messzeitpunkt vorliegende spezifische Durchsatz („Bettvolumen“ = durchgesetztes Wasservolumen bezogen auf das eingefüllte Aktivkohlevolumen) und auf der y-Achse der jeweils in den beiden Abläufen gemessene SAK254, bezogen auf den jeweiligen SAK254 des Zulaufs, aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass bis zu einem Bettvolumen von rd. 1500 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> beide Aktivkohlen ähnlich adsorptiv wirksam waren. In der Folge zeigte die AquaSorb 6300 ein etwas günstigeres Adsorptionsverhalten, wobei mit beiden Aktivkohlen SAK-wirksame Substanzen bereits nach Bettvolumina von 3000 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> weitestgehend durchbrachen.



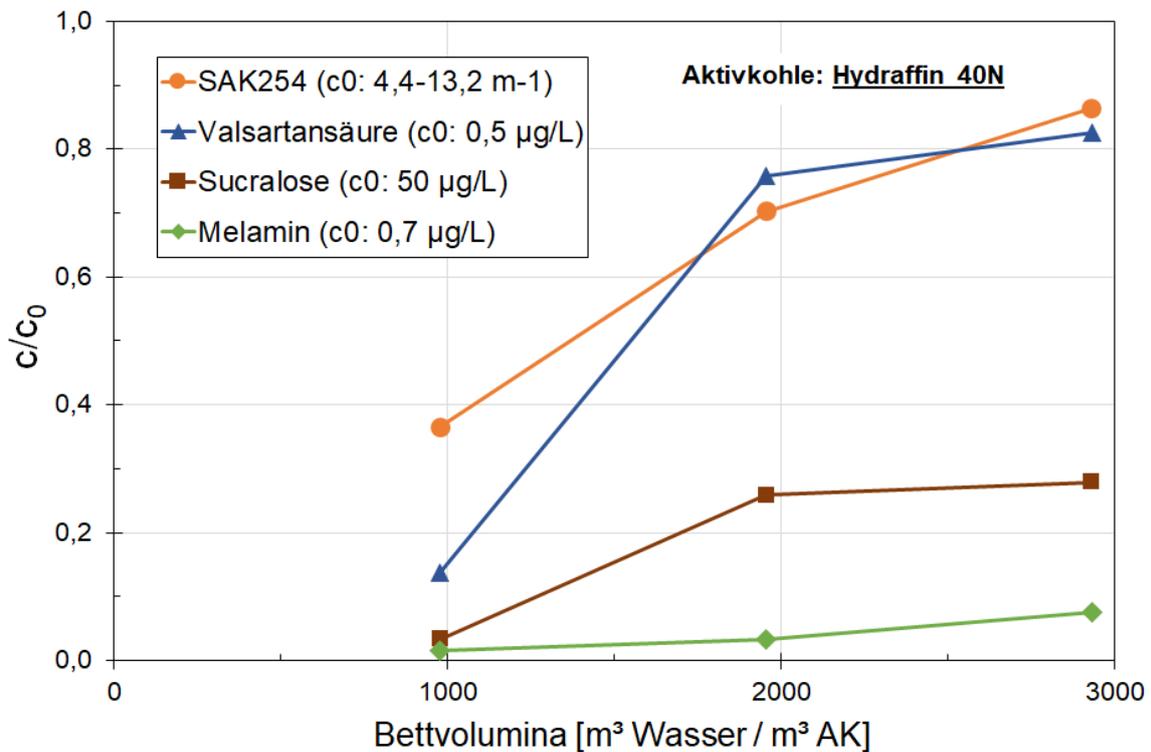
**Abbildung 55:** Kleinfiltertest: Durchbruch SAK-aktiver Substanzen bei der Aktivkohleadsorption mit zwei unterschiedlichen Aktivkohle-Granulaten

Die **Abbildung 56** sowie die **Abbildung 57** zeigen graphische Auswertungen der Befunde zum Durchbruch der drei anthropogenen Spurenstoffe. Dabei sind die Ablaufkonzentrationen an der y-Achse jeweils bezogen auf die entsprechende Zulaufkonzentration dargestellt. Letztere sind in der Legende zu den Abbildungen mit angegeben und wurden als

durchschnittliche Konzentration des Kläranlagenablaufes über die acht Probenahmen des NEWA-LIMA Projekts in der Zeit zwischen März 2022 und Oktober 2024 berechnet.



**Abbildung 56:** Durchbruch SAK-aktiver Substanzen sowie von drei anthropogenen Spurenstoffen bei der Aktivkohleadsorption mit AquaSorb 6300 im Kleinfiltertest



**Abbildung 57:** Durchbruch SAK-aktiver Substanzen sowie von drei anthropogenen Spurenstoffen bei der Aktivkohleadsorption Hydriffin 40N im Kleinfiltertest

Erwartungsgemäß zeigen die drei Spurenstoffe bei beiden Aktivkohlen ein ähnliches Durchbruchverhalten, wobei sich das Ergebnis der SAK254-Methodik (vgl. **Abbildung 55**), einer tendenziell etwas besseren Adsorptionswirkung der Kohle AquaSorb 6300 im Vergleich zur Hydrffin 40N, bestätigt. Weiter ist erkennbar, dass die Industriechemikalie Melamin von den drei Substanzen am besten und Valsartansäure am schlechtesten adsorbierbar ist.

Ein quantitatives Upscaling der in Kleinfiltertests erzielten Bettvolumina auf einen großtechnischen Einsatz ist nicht ohne weiteres möglich. Dabei entspricht der weitest gehende Durchbruch von Valsartansäure bei Bettvolumina von lediglich 3000 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> jedoch den TZW-Erfahrungen. Bei der adsorptiven Behandlung von Kläranlagenabläufen kommt es zu einer starken Konkurrenz der in hohen Konzentrationen (mg/L) vorhanden natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe mit den zu entfernenden anthropogenen Spurenstoffen (µg/L) um die begrenzten Adsorptionsplätze auf der Aktivkohleoberfläche. Dies bedingt einen sehr frühen Durchbruch vieler anthropogener Substanzen, die polare bzw. hydrophile Eigenschaften aufweisen. Berücksichtigt man Kosten von 1500 USD pro m<sup>3</sup> einer höherwertigen Aktivkohle so würden beispielsweise bei Bettvolumina von 3000 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> spezifische Verbrauchsmittelkosten von 0,5 USD pro m<sup>3</sup> gereinigtem Kläranlagenablauf resultieren. Der betriebliche Aufwand durch den häufigen Wechsel der Aktivkohle ist dabei noch nicht berücksichtigt.

Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse der Kleinfiltertests in der PTAR Cieneguilla die generelle Eignung der ausgearbeiteten Kleinfilter-Methodik zur einfachen und kostengünstigen Bewertung der Adsorptionsleistung bzw. der Qualität von Aktivkohle-Granulat für Filteranlagen zur Wasseraufbereitung. Darüber hinaus wurden Erfahrungen aus Deutschland bestätigt, wonach viele anthropogene Spurenstoffe vergleichsweise sehr schlecht adsorbierbar sind. Eine Entfernung dieser Stoffe ist mittels Aktivkohle nicht wirtschaftlich durchführbar.



**6. Rechtliche und soziale Aspekte der kontrollierten Grundwasseranreicherung**



## 6 Rechtliche und soziale Aspekte der kontrollierten Grundwasseranreicherung

Die rechtlichen Rahmenbedingungen spielen eine entscheidende Rolle für die kontrollierte Grundwasseranreicherung, insbesondere, wenn gereinigtes Abwasser eingesetzt wird. Klare gesetzliche Vorgaben sind notwendig, um ökologische und gesundheitliche Risiken zu minimieren sowie die nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen zu gewährleisten. Dabei sind Fragen der Ressourcennutzung, der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung sowie des Umwelt- und Gesundheitsschutzes von besonderer Bedeutung.

In diesem Kapitel wird ein Überblick über die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Umsetzung von MAR-Projekten (Managed Aquifer Recharge) in Peru gegeben und die relevanten nationalen Gesetze und Verordnungen analysiert. Abschließend werden die institutionellen Zuständigkeiten sowie der Ablauf eines Genehmigungsprozesses beschrieben.

### 6.1 Rechtlicher Rahmen in Peru

#### 6.1.1 Gesetzliche Regelungen und Verordnungen

##### Regelungen zu Wasserressourcen

Die kontrollierte Grundwasseranreicherung wird im **Nationalen Wassergesetz** (Ley de Recursos Hídricos Nr. 29338; auf Deutsch übersetzt verwendet das Gesetz den Begriff „künstliche Infiltration“) ausdrücklich als Maßnahme zum Schutz von Grundwasserleitern genannt. Sie ergänzt andere Steuerungsmechanismen wie das Monitoring der Grundwasserentnahme, die Regulierung maximaler Entnahmemengen sowie die Planung und Umsetzung der gemeinsamen Nutzung von Grund- und Oberflächenwasser. Die **Nationale Wasserbehörde (ANA)** fungiert dabei als höchste technisch-administrative Instanz innerhalb des Nationalen Wassermanagementsystems.

*Die künstliche Infiltration hat das Ziel, das natürliche Volumen des Grundwasserreservoirs wiederherzustellen oder zu erhöhen. Dies kann durch Perforationen, Brunnenbohrungen oder die gezielte Infiltration von Wasser über die Bodenoberfläche mithilfe wasserbaulicher Infrastruktur erfolgen.*

Quelle: Nacionales Wassergesetz (Numeral 1 del artículo 231 del Reglamento de la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos aprobado mediante Decreto Supremo N° 001-2010-AG).

Die **Verordnung zum Nationalen Wassergesetz** nennt explizit nur Überschüsse aus Oberflächengewässern als Wasserquelle für die künstliche Grundwasseranreicherung. Ein Beispiel dafür ist die **Resolution Nr. 033-2014-ANA** aus dem Jahr 2014, die die Anreicherung mit überschüssigem Wasser aus dem Fluss Ica während der Regenzeit regelt.

Im **Nationalen Wasserressourcenplan (PNRH)** von 2015 ist die kontrollierte Grundwasseranreicherung insbesondere für übernutzte Grundwasserleiter, in denen die Wasserbilanz negativ ist, bedeutend. Dafür müssen zwei Voraussetzungen erfüllt sein:

1. Es müssen Überschüsse aus Oberflächengewässern vorhanden sein.
2. Die Bodeneigenschaften müssen für die Infiltration geeignet sein.

Die Nutzung **gereinigter Abwässer aus Kläranlagen** wird weder im Wassergesetz noch in der entsprechenden Verordnung erwähnt und ist somit nicht ausdrücklich geregelt. Allerdings bedeutet das Fehlen einer expliziten Regelung nicht automatisch ein Verbot. Die rechtliche Definition des Begriffs „künstliche Grundwasseranreicherung“ bezieht sich hinsichtlich der Infiltration allgemein auf Wasserressourcen, ohne bestimmte Varianten wie z. B. gereinigtes Abwasser auszuschließen.

## Regelungen zur Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung

Das **Gesetz zur Abwasserentsorgung** (Ley de Saneamiento) regelt sowohl das Abwasserkanalsystem als auch das Abwasserreinigungssystem. Letzteres hat das Ziel, die Qualität des Abwassers aus dem Kanalsystem so weit zu verbessern, dass es entweder sicher entsorgt oder wiederverwendet werden kann.

Innerhalb der **Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser** werden verschiedene Nutzungen unterschieden:

- Private Nutzung (z. B. Bewässerung von Grünflächen)
- Öffentliche Nutzung (z. B. Bewässerung von Parks, Straßenreinigung)
- Landwirtschaft (z. B. Bewässerung von Feldern)
- Industrie (z. B. Prozesswasser)
- Freizeitnutzung (z. B. Golfplätze)
- Umweltschutzmaßnahmen (z. B. Pflege von Sumpfgebieten, Wäldern und Grundwasseranreicherung)

Damit wird die **kontrollierte Grundwasseranreicherung mit gereinigtem Abwasser** als eine Form der Wasserwiederverwendung anerkannt. Diese fällt in den Zuständigkeitsbereich der Unternehmen der Trinkwasser- und Abwasserentsorgung, da sie dem Schutz der Wasserressourcen – sowohl des Oberflächen- als auch des Grundwassers – dient.

Das **Dekret Nr. 1185** (Decreto Legislativo 1185) regelt das Monitoring und Management der Grundwassernutzung. Es erlaubt den Unternehmen der Trinkwasser- und Abwasserentsorgung, eine Gebühr für die Nutzung von Grundwasser (außer zur landwirtschaftlichen Bewässerung) zu erheben. Diese Einnahmen können unter anderem für Maßnahmen zur Förderung der natürlichen Infiltration und die kontrollierte Grundwasseranreicherung verwendet werden.

Zudem regeln die **Artikel 130 und 132 der Verordnung zum Abwassergesetz** (Reglamento de la Ley de Saneamiento) die Vermarktung von behandeltem und unbehandeltem Abwasser an Dritte. Diese dürfen das Abwasser wiederverwenden, sofern sie – im Falle von rohem Abwasser – selbst in die erforderliche Behandlung investieren. Dadurch können auch Dritte Maßnahmen zur kontrollierten Grundwasseranreicherung durchführen, wobei die jeweils geltenden Umweltnormen einzuhalten sind.

Hinsichtlich der erforderlichen **Abwasserqualität für die Infiltration** enthält das Gesetz keine spezifischen Vorgaben. Stattdessen wird auf allgemeine **Umweltstandards** (ECA oder andere Qualitätsstandards) verwiesen, die von den zuständigen Behörden festgelegt werden. Falls keine nationalen Vorgaben existieren, gelten die Richtlinien der **Weltgesundheitsorganisation (WHO)**. Allerdings hat die WHO bislang keine spezifischen Leitlinien für die Abwasserqualität im Zusammenhang mit der Grundwasseranreicherung definiert.

## Regelungen zum Umweltschutz

Die peruanischen **Umweltstandards für Wasser** (Estándares de Calidad Ambiental aplicables al agua– ECA-Agua) legen die maximal zulässigen Konzentrationen physikalischer, chemischer und biologischer Parameter im Wasser fest, um Risiken für Menschen und die Umwelt zu vermeiden.

Die ECA-Agua unterscheidet je nach Verwendungszweck des Wassers, etwa für die Trinkwasserproduktion oder die Bewässerung von Feldfrüchten. Allerdings schließt die Norm **Decreto Supremo N°004-2017 MINAM der ECA-Agua** Grundwasser ausdrücklich aus. Die Festlegung spezifischer Qualitätsstandards für Grundwasser fällt stattdessen in den Zuständigkeitsbereich der **Nationalen Wasserbehörde (ANA)**.

## Regelungen zum Gesundheitsschutz

Gemäß der peruanischen **Gesetzgebung zum Gesundheitsschutz** (Ley de Salud), ist es verboten, schädliche Substanzen in Wasser, Luft oder Boden einzuleiten, ohne diese zuvor angemessen zu behandeln. Ziel dieser Regelung ist es, die Verbreitung von Krankheiten über diese Umweltmedien zu verhindern.

Die **Behandlung und endgültige Entsorgung häuslicher Abwässer durch Versickerung in den Boden** erfordert daher eine Genehmigung der **Gesundheitsbehörde (DIGESA)**. Diese Vorschrift entstand insbesondere zur Regulierung des Betriebs und der Wartung von Abwassersystemen in ländlichen Gebieten oder Regionen ohne Kanalisation, um Krankheitsausbrüche wie Dengue oder Malaria zu verhindern.

Ob die kontrollierte Grundwasseranreicherung offiziell in den Anwendungsbereich der entsprechenden **Gesundheitsnorm** (D.S. 033-2020-SA) fällt, ist nicht eindeutig geklärt. In der Praxis führt die Infiltration von behandeltem Abwasser jedoch dazu, dass potenziell Schadstoffe in das Grundwasser gelangen können, was eine behördliche Regulierung erforderlich machen könnte.

### 6.1.2 Institutionen und Zuständigkeiten

In Peru sind verschiedene Institutionen in das Genehmigungsverfahren für MAR-Projekte eingebunden. Je nach Zuständigkeitsbereich sind folgende Stellen beteiligt:

- **Unternehmen der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung (EPS - Empresas Prestadoras de Servicios de Agua potable y Aguas residuales)**

Investieren in die Grundwasseranreicherung und finanzieren diese Maßnahmen über Gebühren für die Überwachung und Bewirtschaftung des Grundwassers. Falls sie das gereinigte Abwasser an Dritte verkaufen, die es zur Grundwasseranreicherung nutzen wollen, kann die Finanzierung über das MERESE-Instrumentarium (Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen) erfolgen.

- **Nationale Wasserbehörde (ANA - Autoridad Nacional del Agua)**

Zuständig für die Genehmigung von Bauarbeiten und die Wiederverwendung von Abwasser. Sie legt die geltenden Qualitätsstandards (ECA) fest und überwacht die Umsetzung.

- **Generaldirektion für Umweltgesundheit (DIGESA - Dirección General de Salud Ambiental)**

Erteilt Genehmigungen für die Behandlung und Versicherung von Abwasser in den Boden.

- **Ministerium für Wohnungswesen, Bauwesen und Abwasserentsorgung (MVCS - Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento)**

Genehmigt die Umweltverträglichkeitsprüfung (Instrumento de Gestión Ambiental – IGA).

- **Nationale Aufsichtsbehörde für Sanitärdienstleistungen (SUNASS - Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento)**

Falls MERESE genutzt wird, integriert SUNASS die Abgaben für Ökosystemleistungen in den Trink- und Abwassertarif und legt die entsprechende Höhe fest. Zudem genehmigt SUNASS die Gebühren für die Grundwasserüberwachung und -bewirtschaftung. Die daraus erzielten Einnahmen fließen in Investitionen zur kontrollierten Grundwasseranreicherung.

### 6.1.3 Genehmigungsprozess

Da es keine spezifische gesetzliche Regelung für die kontrollierte Grundwasseranreicherung mit behandeltem Abwasser gibt, wird diese durch allgemeinen Umweltschutzvorschriften, Regelungen zum Wasserressourcenmanagement und Vorschriften im Gesundheitsschutz abgedeckt. Der Genehmigungsprozess für ein MAR-Projekt umfasst folgende Schritte:

#### 1. Bezug von gereinigtem Abwasser

Falls erforderlich, erfolgt die kommerzielle Abwicklung mit Sanitärdienstleistern oder durch direkte Vereinbarungen mit Dritten, die keine Sanitärdienstleister sind. Dies trifft nicht zu, wenn EPS (öffentliche Versorgungsunternehmen) selbst Grundwasseranreicherungsprojekte durchführen.

#### 2. Genehmigungen für Bauarbeiten oder Anlagen zur Grundwasseranreicherung

Neben allgemeinen Genehmigungen (z. B. einer Baugenehmigung, falls erforderlich) und der Einholung eines Umweltmanagementinstruments (IGA) ist eine Genehmigung der Nationalen Wasserbehörde (ANA) erforderlich. Dazu muss ein Antrag zur Durchführung wasserbezogener Baumaßnahmen („Solicitud para la ejecución de obras en los bienes naturales asociados al agua“) eingereicht werden. Gegebenenfalls sind eine Umweltzertifizierung und ein technischer Bericht über die geplanten Arbeiten beizufügen, die von einem zugelassenen Ingenieur bestätigt wurden.

#### 3. Genehmigung der Gesundheitsbehörde DIGESA

Vorgelegt werden müssen die Pläne der geplanten Maßnahmen, die Kalkulationen, das Betriebs- und Wartungshandbuch, sowie die Umweltverträglichkeitsprüfung (inkl. Versickerungstest und Bewertung der Auswirkungen der Infiltration des behandelten Abwassers auf das Grundwasser).

#### 4. Genehmigung zur Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser

Ein Antrag zusammen mit allen relevanten Informationen sowie einer Kopie der IGA muss der ANA eingereicht werden. Falls das Abwasser von einem Sanitärdienstleister bezogen wurde, ist zusätzlich eine Kopie des unterzeichneten Vertrags erforderlich.

## 6.2 Soziale Implikationen bei der Umsetzung von MAR-Projekten

Infrastrukturprojekte stehen nicht nur vor technischen und planerischen Herausforderungen. Vielmehr erweisen sich die sozialen Implikationen zunehmend als entscheidender Faktor für ihren Erfolg. Selbst die innovativste und technisch ausgereifteste Lösung kann scheitern, wenn die Unterstützung durch die Bevölkerung und relevante Interessengruppen fehlt. Besonders sensible Themen, wie die **Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser**, bergen das Risiko, dass Ängste und Vorurteile Barrieren schaffen, die die Implementierung erheblich erschweren. Auch die kontrollierte Anreicherung von Grundwasserressourcen (**Managed Aquifer Recharge - MAR**), insbesondere durch die gezielte Einleitung von gereinigtem Abwasser, kann in der Bevölkerung auf Vorbehalte und Bedenken stoßen. Daher reicht es nicht aus, sich ausschließlich auf technologische oder regulatorische Aspekte zu konzentrieren. Ein integrativer Ansatz, der soziale Faktoren frühzeitig in die Planung und Durchführung einbezieht, ist essenziell, um nachhaltige Lösungen zu etablieren und **gesellschaftliche Akzeptanz** zu sichern.

### 6.2.1 Konzept zur Einbindung der lokalen Bevölkerung

Um die Interessen, Bedenken und Perspektiven der lokalen Bevölkerung sowie relevanter Akteure frühzeitig in die Planung von MAR-Vorhaben einzubeziehen, wurde in NEWA-LIMA ein **partizipatives Workshopkonzept** entwickelt. Im Mittelpunkt steht die direkte Interaktion mit den Teilnehmenden, die nicht nur die Identifikation mit dem Projekt stärkt, sondern auch zu beiträgt, potenzielle Konfliktfelder frühzeitig zu erkennen und gemeinsam tragfähige Lösungen zu erarbeiten.

Ein zentraler Schritt ist die gezielte Rekrutierung von Teilnehmenden, die verschiedene Perspektiven und gesellschaftliche Gruppen repräsentieren. Dazu gehören Mitarbeitende von Behörden und Gemeindeverwaltungen, Vertreter von lokalen Organisationen und Vereinen, Mitglieder von Nichtregierungsorganisationen sowie Berufsgruppen mit besonderem Bezug zum Thema, wie etwa Landwirte. Diese Personen fungieren zugleich als Multiplikatoren, indem sie ihr erlangtes Wissen und ihre Erfahrungen in ihre Netzwerke weitertragen.

Für die Teilnehmerge Gewinnung erwies sich in NEWA-LIMA die Zusammenarbeit mit der peruanischen Wasserbehörde ANA (Autoridad Nacional del Agua) als besonders wertvoll. Im Einzugsgebiet des Río Lurín existiert bereits eine von der Wasserbehörde organisierte Gruppe (Grupo de Trabajo Multisectorial Bajo Lurín), deren Mitglieder aus den oben genannten Bereichen stammen und regelmäßig wasserbezogene Themen diskutieren. Mit Unterstützung der ANA konnten insgesamt 35 Teilnehmer aus 25 verschiedenen Akteursgruppen für den Workshop gewonnen werden (siehe **Tabelle 22**).

**Tabelle 22:** Übersicht der am Workshop beteiligten Akteure

<b>Staatliche Behörden und Gemeindeverwaltungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Autoridad Local de Agua (ALA) Chillón-Rímac-Lurín</li> <li>• Municipalidad Distrital de Cieneguilla</li> <li>• Municipalidad Distrital de Lurín</li> <li>• Municipalidad Distrital de Pachacamac</li> </ul>
<b>Kommunale Organisationen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centro Poblado Rural Guayabo</li> <li>• Centro Poblado Rural Manchay Lote B</li> <li>• Centro Poblado Rural Puente Manchay</li> <li>• Centro Poblado Rural Quebrada Verde</li> <li>• Comunidad Campesina Chontay</li> <li>• Comunidad Campesina Sisicaya</li> <li>• Junta Administradora de Servicios de Saneamiento (JASS) Quebrada Verde</li> </ul>
<b>Vereine</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Agrupación Distrital Cuenca Lurín</li> <li>• Asociación Defensores de las Lomas</li> <li>• Asociación para el Desarrollo de Cieneguilla y de la Cuenca del Río Lurín - ADCRIL</li> <li>• Asociación Ecológica Cieneguilla – AEC</li> <li>• Asociación de Productores y Emprendedores Ecológicos de Quebrada Verde - APEE QV</li> <li>• Asociación de Propietarios Unidos por Cieneguilla</li> </ul>
<b>Nichtregierungsorganisationen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Comisión Diocesana Ecológica de Lurín</li> <li>• Frente de Defensa del Agua de la Cuenca del Río Lurín - FEDAC-L</li> <li>• Instituto de Promoción para la Gestión del Agua - IPROGA</li> </ul>
<b>Landwirte</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Junta de Usuarios Lurín</li> <li>• Comisión de Usuarios Condorhuaca-Molino</li> <li>• Comisión de Usuarios Jatosisa-Sotelo</li> <li>• Comisión de Usuarios Mejorada</li> <li>• Comisión de Usuarios Venturosa</li> </ul>

### 6.2.2 Durchführung des Workshops in Lurín

Der Workshop fand am 06. Juni 2024 von 8:30 bis 12:30 Uhr in einem Veranstaltungsraum eines Hotels im Distrikt Lurín statt. Nach einer Begrüßung durch den Vertreter der peruanischen Wasserbehörde stellte das NEWA-LIMA Projektteam das Vorhaben sowie die MAR-Methode in einer Präsentation vor. Anschließend teilten sich die Teilnehmer in vier Gruppen mit jeweils sechs bis sieben Personen auf, wobei jede Gruppe von einem Mitglied des Projektteams moderiert wurde (siehe **Abbildung 58**).

## La Gestión de la Recarga de Acuíferos – ¿una solución para la seguridad hídrica en la cuenca del río Lurín?

Taller participativo con actores del sector agua

### Fecha y lugar:

Día: jueves 06 de junio 2024  
 Horario: 8:30 am a 12:30 pm  
 Lugar: Hotel Fundo del Valle, km 32.5 Antigua Panamericana Sur, Lurín

### Objetivos del taller

- Debatir sobre los conceptos básicos de la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR, por sus siglas en inglés) como Solución Basada en la Naturaleza para mitigar la sobreexplotación del acuífero.
- Identificar y analizar los aspectos que implicaría la introducción de la Gestión de la Recarga de Acuíferos en la cuenca baja del Río Lurín utilizando los excedentes de agua del río y/o aguas residuales tratadas.

Como insumo se presentará el proyecto NEWA-LIMA ([www.nawalima.de/es](http://www.nawalima.de/es)) y el enfoque de la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR). MAR consiste en la infiltración controlada de las aguas superficiales o aguas residuales tratadas y su depuración en el suelo. Es una práctica probada con éxito y durante décadas en muchas partes del mundo. Por un lado, MAR no requiere tecnologías costosas y es de bajo consumo de energía. Por otro lado, hay aspectos que requieren una investigación exhaustiva, especialmente si se quiere aprovechar las aguas tratadas procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales.

### Metodología

La metodología del taller es la aplicación del análisis "PESTEL" con la dinámica del "World Café". La herramienta estratégica de análisis PESTEL (Político-Económico-Social-Tecnológico-Ecológico-Legal) es de utilidad para identificar y evaluar los factores externos que pueden afectar la gestión de la recarga de acuíferos (MAR). El método "World Café" ofrece a los participantes la oportunidad de alternar entre distintos grupos de trabajo organizados temáticamente según el enfoque PESTEL para desarrollar ideas en un intercambio interdisciplinario.

Se propone agrupar a los participantes en mesas de trabajo para discutir y analizar los factores PESTEL. Utilizando la metodología "World Café" la discusión será rotativa. Cada grupo tendrá la oportunidad de, en un tiempo limitado, dar sus opiniones sobre todos los factores PESTEL. Un moderador permanece en la mesa y transmite los resultados de la primera ronda al siguiente grupo. De este modo, los participantes se enriquecen mutuamente con nuevas ideas y perspectivas. Finalmente, habrá un diálogo entre todos los participantes para consolidar ideas, priorizarlas y obtener conclusiones.

Auspiciado por el Ministerio Federal del Ambiente de Alemania (BMUV)



### Agenda

Hora	Tema	Responsable
8:30-9:00	Registro de participantes	
9:00-9:15	Bienvenida	Carlo Zapata
9:15-9:45	Presentación del proyecto NEWA-LIMA y la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR)	Katharina Fesch
9:45-10:00	Introducción a la metodología del taller	Christian D. León
10:00-10:45	Trabajo grupal en mesas de trabajo 1) Tecnología-Ecología 2) Socio-economía 3) Político-legal	Moderadores: • Katharina Fesch • Alicia Minaya • Christian D. León
10:45-11:15	Coffee break	
11:15-12:00	Trabajo grupal (cont.)	
12:00-12:30	Presentación de los resultados de los grupos de trabajo en plenaria	
12:30-13:00	Conclusiones y cierre del taller	
13:00	Almuerzo*	

\* previo registro

Auspiciado por el Ministerio Federal del Ambiente de Alemania (BMUV)



Abbildung 58: Agenda des partizipativen Workshops

Der Workshop kombinierte bewährte Methoden zur Analyse und Diskussion gesellschaftlicher Fragestellungen, speziell die **PESTEL-Methode** und das **World-Café-Format**.

Im **NEWA-LIMA Workshop** wurde das **World-Café** speziell angepasst: Anstatt die Tische zu wechseln, blieben die Teilnehmenden in ihren Gruppen, während die **Themen rotierten**. Jede Gruppe widmete sich zunächst einem spezifischen Thema, hielt zentrale Erkenntnisse auf einem Flipchart fest und reichte die Ergebnisse nach einer festgelegten Zeit an die nächste Gruppe weiter. Auf diese Weise konnte jede Gruppe **alle Themen diskutieren, analysieren und ergänzen**. Die Moderatoren begleiteten den Prozess, stellten sicher, dass alle Diskussionsergebnisse berücksichtigt und schriftlich festgehalten wurden. Abschließend präsentierte jeweils ein gewählter Gruppenvertreter die gesammelten Erkenntnisse im Plenum.

### World Café

Das **World-Café** ist eine bewährte Methode zur Förderung von Dialog und kreativem Austausch in Gruppen. In einem offenen und informellen Setting diskutieren Teilnehmende wechselnde Themen an verschiedenen Stationen. Normalerweise bewegen sich die Teilnehmenden zwischen den Stationen, um verschiedene Perspektiven kennenzulernen. Die Ergebnisse werden gemeinsam festgehalten und später im Plenum präsentiert.



Abbildung 59: Tischaufbau für die Gruppendiskussion während des Workshops in Lurín

Zur Strukturierung der Themen für die Gruppendiskussionen wurde die **PESTEL-Methode** eingesetzt, um fördernde und hemmende Einflussfaktoren systematisch zu identifizieren (s. Infobox).

#### PESTEL-Methode

Die PESTEL-Methode (**P**olitical-**E**conomic-**S**ocial-**T**echnological-**E**nvironmental-**L**egal) ist eine Analyseform zur systematischen Betrachtung externer Einflussfaktoren auf ein Projekt. Sie umfasst sechs Dimensionen:

- **Politische Faktoren** (z. B. lokale und nationale Wasserpolitik und gesetzliche Vorgaben)
- **Ökonomische Faktoren** (z. B. Kosten, Finanzierung, Anreize)
- **Soziale Faktoren** (Wahrnehmungen, Ängste und kulturelle Einstellungen)
- **Technologische Faktoren** (technische Machbarkeit und Wirksamkeit)
- **Umweltfaktoren** (Schutz der lokalen Ökosysteme und Umweltauswirkungen)
- **Rechtliche Faktoren** (Einhaltung von Normen und Standards sowie Konfliktlösungsinstrumente)

Um die Diskussion gezielt zu lenken, stand die zentrale Frage im Mittelpunkt:

**„Was sind die Herausforderungen für die Umsetzung von MAR-Projekten im Einzugsgebiet des Río Lurín?“**

### 6.2.3 Workshopergebnisse

Durch die Anwendung der PESTEL-Methode wurden insgesamt 122 Herausforderungen (Faktoren) identifiziert und auf Karten notiert. Eine Auswahl dieser Faktoren wird in **Tabelle 23** dargestellt.

**Tabelle 23:** Auswahl der in den Gruppendiskussionen identifizierten Faktoren

Politisch	Ökonomisch	Sozial	Technologisch	Ökologisch	Rechtlich
<p>Zusammenarbeit zwischen Nachbargemeinden</p> <p>Beschäftigungsmöglichkeiten für lokale Bevölkerung</p> <p>Landnutzungsänderung zugunsten von Immobilienprojekte</p> <p>Genehmigungen für Brunnen trotz Übernutzung des Aquifers</p> <p>Durchsetzung von geltenden Gesetzen</p> <p>Effektives Monitoring und Sanktionierung</p> <p>Kontrolle illegaler Brunnen</p>	<p>Kosten</p> <p>Finanzierungsmechanismen (MERESE)</p> <p>Nachhaltigkeit des Betriebs</p> <p>Kosten-Nutzen-Verhältnis</p> <p>Skalierbarkeit</p> <p>Zuständigkeit und Rollen (Staat, Kommune, Landwirte, Private)</p>	<p>Ausreichend Wasser für die Landwirtschaft</p> <p>Unterstützung der Landwirte</p> <p>Nutzen für die Bevölkerung</p> <p>Trinkwasser von hoher Qualität für alle</p> <p>Beteiligung der organisierten Bevölkerung</p> <p>Stärkung der sozialen Organisationen</p> <p>Zielgruppenrechte und transparente Kommunikation</p> <p>Verbreitung von Wissen und Information</p> <p>Fortbildungsveranstaltungen und Umweltbildung</p> <p>Kulturelle Identität und Werte</p> <p>Einbindung von Universitäten</p> <p>Dialogplattform zwischen Akteuren</p> <p>Vertrauensverlust gegenüber Wasserunternehmen</p>	<p>Es gibt Gebiete, wo kein Aquifer vorhanden ist</p> <p>Funktionierende Kläranlagen</p> <p>Qualitätsanforderungen an Abwasser zur Infiltration</p> <p>Pflanzenkläranlagen in Häusern als Vorstufe zur Abwasserreinigung</p> <p>Vor- und Nachteile bei direkter Wiederverwendung von Abwasser</p> <p>Infiltrationsrate, um Flächenbedarf zu ermitteln</p> <p>Zeitspanne, um Effekt im Grundwasser nachzuweisen</p> <p>Projekte zum direkten Nutzen der von Wassermangel betroffenen Bevölkerung</p>	<p>Verschmutzung der Oberflächengewässer durch illegale Einleitungen</p> <p>Qualität des infiltrierten Wassers</p> <p>Krankheitsübertragungen durch Vektoren (Dengue)</p> <p>Schutz der Ökosysteme</p>	<p>Genehmigungsprozess für Infiltration</p> <p>Fehlende rechtliche Vorgaben für Infiltration von gereinigtem Abwasser</p> <p>Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für MAR-Projekte</p> <p>Verordnungen zum Schutz der Gewässer und Gewässerrandstreifen</p> <p>Bearbeitung von Beschwerden der Bevölkerung</p> <p>Mechanismen zur Konfliktlösung</p>



Abbildung 60: Diskussion in Kleingruppen

Die gesammelten Ergebnisse wurden im anschließenden Plenum vorgestellt und final diskutiert. Die Abschlussdiskussion im Plenum führte zu einer Vielzahl praxisnaher Vorschläge, wie z. B. die Durchführung von Informationsveranstaltungen für die lokale Bevölkerung, die Einbindung von Schulen und Gemeindegruppen sowie die Organisation von Exkursionen zu bestehenden MAR-Projekten, um die Technologie erlebbar zu machen

Die Erfahrungen aus dem Workshop im Projektgebiet Lurín verdeutlichen, dass neben den technologischen und regulatorischen Aspekten auch die aktive **Einbindung der Bevölkerung** eine zentrale Rolle für den Erfolg von MAR-Projekten spielt. Der Schlüssel zum Erfolg bei der Planung und Umsetzung von MAR-Projekten liegt daher in einem **partizipativen Ansatz** und der **Berücksichtigung der spezifischen Ausgangsbedingungen** der jeweiligen Lokalität.



## 7. Großtechnische MAR-Anwendung im Lurín-Tal



## 7 Großtechnische MAR-Anwendung im Lurín-Tal

Für die weiteren Überlegungen zur großtechnischen MAR-Anwendung im Lurín-Tal wurden einerseits die Rohwasserressourcen betrachtet und mit der Tropfkörperanlage ein Verfahren der Abwasserreinigung mit dem Ziel der Klarwassernutzung für MAR näher untersucht. Andererseits diente die Erarbeitung eines Grundwassermodells dazu, eine Betrachtung und ggf. Optimierung der Folgen von großskaligen Infiltrationen zu ermöglichen, unter Berücksichtigung der Ergebnisse der MAR-Pilotierung auf dem Gelände der PTAR Cieneguilla, insbesondere hinsichtlich der Verbesserung der Wasserbeschaffenheit durch die Bodenpassage.

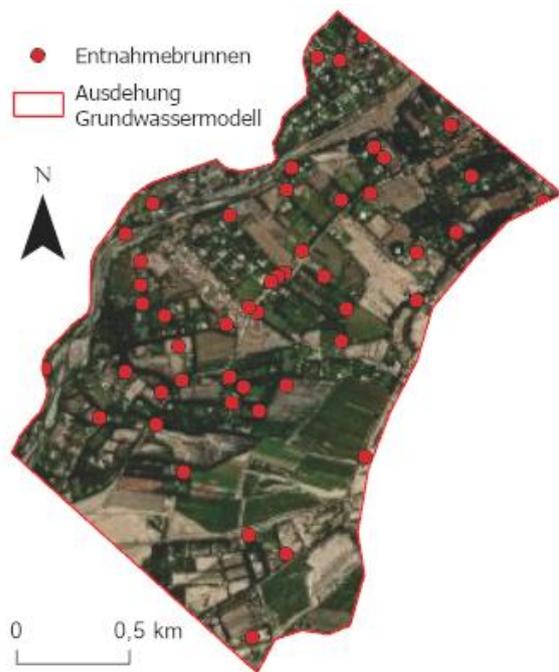
### 7.1 Grundwassermodell

Um nähere Angaben zum großtechnischen Einsatz der kontrollierten Grundwasseranreicherung (MAR) im Lurín-Tal zu ermöglichen, wurde ein hydrogeologisches Konzeptmodell erstellt. Damit sollten insbesondere die Auswirkungen einer großskaligen Infiltration auf den Grundwasserkörper untersucht werden. Es handelt sich um ein stationäres, numerisches Modell, d.h. jahreszeitliche Schwankungen finden keine Berücksichtigung, der Zu- und Abfluss des Modells werden als konstant angesehen.

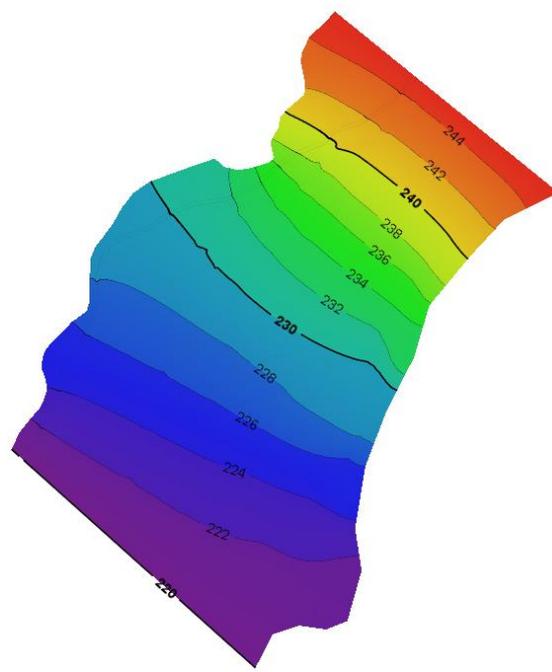
#### 7.1.1 Methodik

Grundlage für die Erstellung des hydrogeologischen Konzeptmodells sind Studien von SEDAPAL und des BMBF-Forschungsprojektes TRUST (León et al. 2021). Das Grundwassermodell wurde mit der Finite-Elemente-Software FEFLOW erstellt, die die Strömungsgleichung sowohl für poröse als auch für geklüftete Gesteine löst. In der Fallstudie ist das Modell für die Wasserströmung in einem einfachen porösen Medium nach dem Darcy-Gesetz ausgelegt. Das poröse Medium wird hier als repräsentatives Elementarvolumen beschrieben. FEFLOW erlaubt den Aufbau komplexer geometrischer Strukturen und die Projektion des Modells in 2D oder 3D. Die Strömungsgleichung kann sowohl für gesättigte als auch für ungesättigte Bedingungen gelöst werden, letzteres wurde durch Anwendung der Richards Gleichung angewandt, um potentielle Infiltration über Becken zu simulieren.

Das Modellgebiet erstreckt sich über ca. 2,5 km entlang des Tales und umfasst eine Fläche von ca. 3,4 km<sup>2</sup>. Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt in der Talmitte ca. 180 m. Im Modell befinden sich 51 Brunnen (**Abbildung 61**) mit einer jährlichen Gesamtentnahmemenge von 405.637 m<sup>3</sup> (2018), was einer durchschnittlichen Förderrate von 7.954 m<sup>3</sup> pro Brunnen und Jahr entspricht. **Abbildung 62** zeigt das Modellgebiet mit den berechneten Grundwassergleichen.



**Abbildung 61:** Lage der Entnahmebrunnen (Bestand)



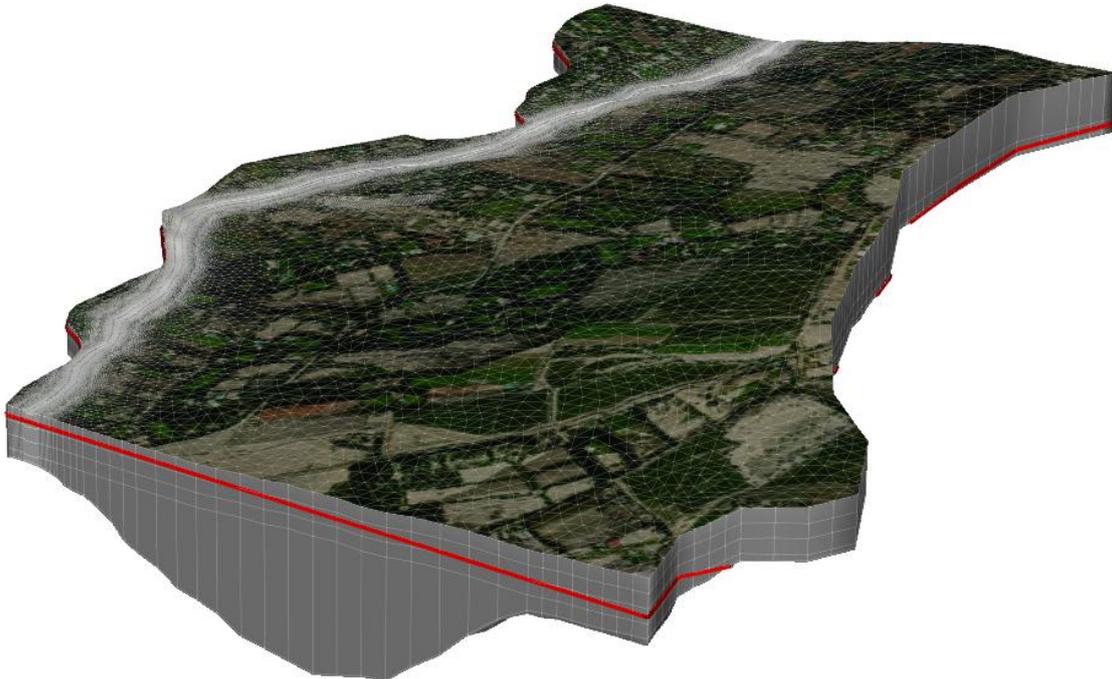
**Abbildung 62:** Simulierte Grundwassergleichen ohne Versickerung

Die Infiltration des Flusses in den Grundwasserleiter wurde im Rahmen des TRUST-Projektes berechnet (León et al. 2021). Dazu wurden die Abflussmengen an zwei Punkten in den Regionen Manchay und Antapucro zwischen Januar und Mai 2019 gemessen und die Differenz berechnet. Aus dem kumulierten Abfluss von 77,1 Mio. m<sup>3</sup> in Antapucro sowie zwischen 58,4 und 69 Mio. m<sup>3</sup> in Manchay ergibt sich eine Gesamtinfiltration im Bereich von 8,1 bis 18,7 Mio. m<sup>3</sup> auf einer Strecke von 29 km. Da der größte Teil der Niederschläge und Abflüsse der Saison 2019 in den Beobachtungszeitraum fiel, wurde das Ergebnis als grobe Schätzung für das hydrologische Jahr 2019 betrachtet. Dementsprechend wurde eine durchschnittliche Infiltration von 0,47 Mio. m<sup>3</sup> pro km und Jahr abgeschätzt (mit einer Ungenauigkeit bzw. Schwankungsbreite von 0,64 bis 0,28 Mio. m<sup>3</sup>/(km\*a)). Die Abschätzung berücksichtigt keine Ableitungen für die landwirtschaftliche Bewässerung im betrachteten Bereich, da hierzu keine Informationen vorlagen. Ihr Einfluss wird jedoch als vernachlässigbar gering eingestuft.

Als Randbedingung wurde am nordöstlichen und südwestlichen Rand ein hydraulisches Potenzial gesetzt, die aus den dortigen mittleren Grundwasserständen der Beobachtungsbrunnen abgeleitet wurde. Der Río Lurín ist leicht in die Geländeoberfläche eingeschnitten und wurde auf einer Breite von ca. 12 m als dritte Randbedingung realisiert. Als Wasserspiegel wurde eine Höhe von 1 m angenommen. Die Brunnen sind über die vierte Randbedingung mit jeweiligen Brunnenförderraten aus dem Jahr 2018 realisiert.

Der horizontale Kf-Wert wurde auf 5,3E-04 und der vertikale Kf-Wert auf 1,8E-04 gesetzt bei einer effektiven Porosität von 0,25. Die Transferrate des Flusses wurde auf 0,015 m/Tag gesetzt (In-transfer-rate). Das Modell ist auf die Sickerwasserrate des Río Luríns kalibriert, die aus den oben genannten Berechnungen im Mittel ca. 0,47 Mio. m<sup>3</sup> pro km und Jahr beträgt. Dies entspricht bei einer Länge von 2,5 km im Modellgebiet einer Gesamtfiltration von ca. 1,17 Mio. m<sup>3</sup>/a. Um diese Infiltrationsrate zu erreichen, wurde ein Flusswasserspiegel von 1 m

angenommen und die Breite des Flusses entsprechend angepasst (12 m). **Abbildung 63** zeigt ein Schema des dreidimensionalen Strömungsmodells.

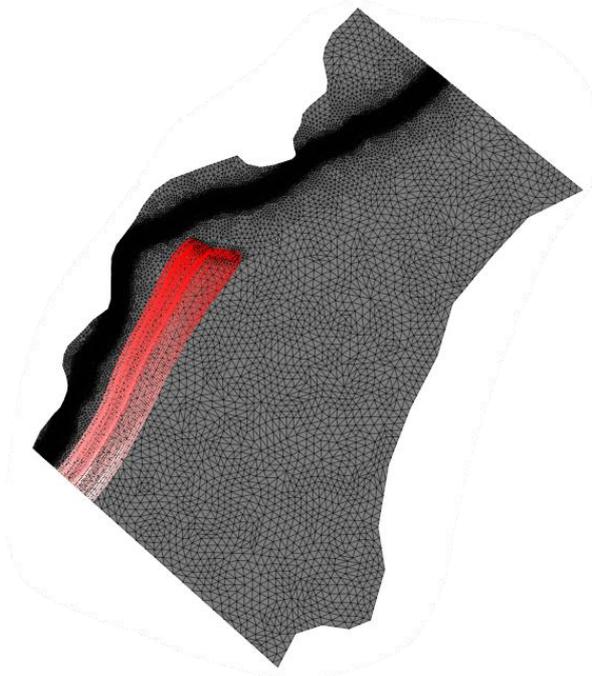


**Abbildung 63:** Dreidimensionales Strömungsmodell mit simuliertem Grundwasserspiegel (rote Linie)

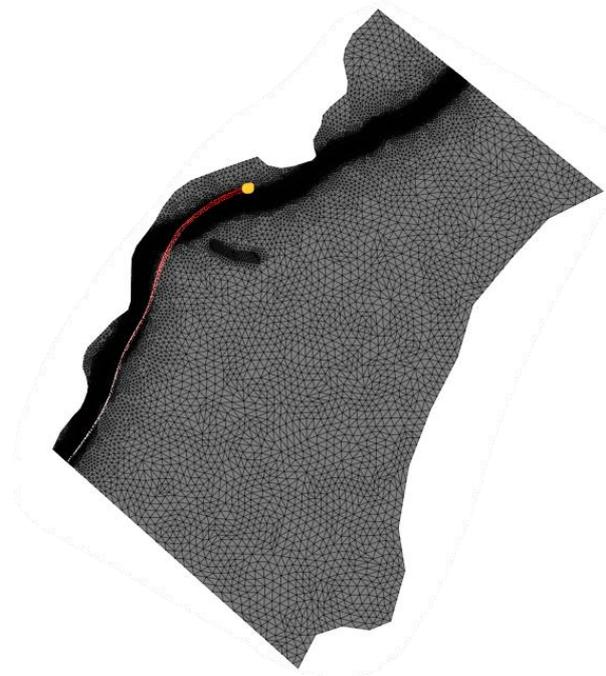
### 7.1.2 Simulationsergebnisse

Die Ergebnisse der mit dem Grundwassermodell durchgeführten Simulationsberechnungen zeigen eine zufriedenstellende Kalibrierung der verschiedenen Parameter. So zeigt die Wasserbilanz des Modells ein sehr gutes Gleichgewicht zwischen Zu- und Abfluss mit einem Fehler von ca. 3 %. Der mittlere jährliche Grundwasserzustrom im Modell beträgt 11,6 Mio. m<sup>3</sup>/a. Mit einer jährlichen Infiltrationsmenge pro Flusskilometer von 0,34 Mio. m<sup>3</sup>/a befindet sich der ermittelte Wert in der im TRUST-Projekt abgeschätzten Bereichsbreite von 0,28 bis 0,64 Mio. m<sup>3</sup>/(km\*a). Die Brunnenentnahmerate liegt mit 0,37 Mio. m<sup>3</sup>/a relativ nahe an der Rate von 2018 von 0,40 Mio. m<sup>3</sup>/a, wobei die Unterschätzung vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass durch die grobe vertikale Diskretisierung des Modells einige Brunnen trockenfallen. Der für den MAR-Pilotstandort auf dem Gelände der PTAR Cieneguilla simulierte Grundwasserspiegel liegt im Mittel ca. 0,65 m unter den gemessenen Werten, was für die Modellgröße sehr gut ist.

Die Simulation eines größeren Versickerungsbeckens (ca. 250 x 40 m) auf der linken Flusseite mit einer Gesamtfläche von ca. 10.000 m<sup>2</sup> und einer Versickerungsrate von 0,1 m pro Tag (0,37 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr) ergab den in **Abbildung 64** dargestellten Verlauf der Strömungslinien. Diese verlaufen analog zu den für die MAR-Pilotanlage berechneten Strömungslinien (**Abbildung 65**) flussparallel.

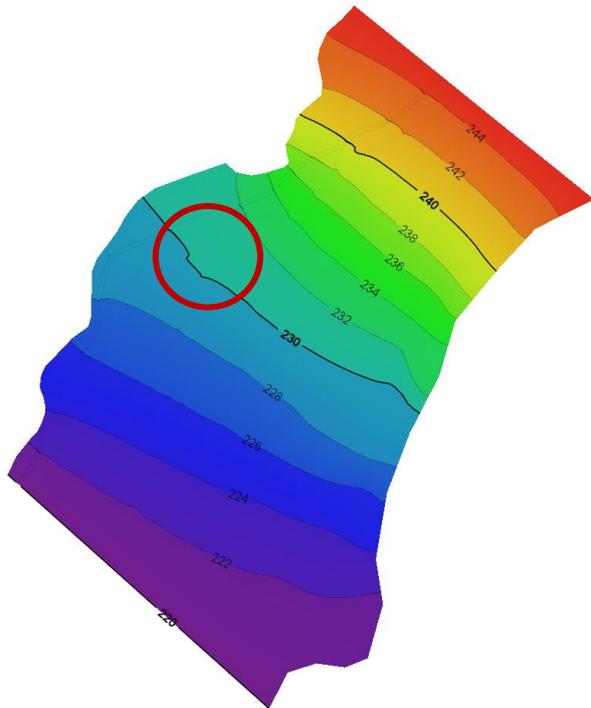


**Abbildung 64:** Simulierte Strömungslinien ausgehend von einem 10.000 m<sup>2</sup> großen Versickerungsbecken

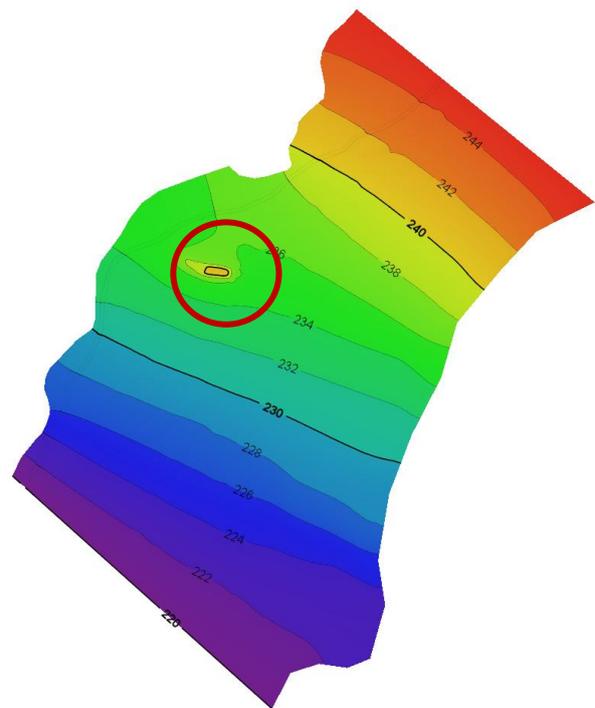


**Abbildung 65:** Simulierte Strömungslinien für die Versickerung der MAR-Pilotanlage

Nach der Ergebnisgraphik in **Abbildung 66** ändert sich der Grundwasserspiegel bei dieser sehr konservativen Versickerungsrate nicht. Erhöht man bei der Simulationsrechnung die Versickerungsrate auf den in der MAR-Pilotanlage über mehrere Monate eingestellten Basiswert von 2,4 m pro Tag (0,1 m/h), d. h. auf eine vergleichsweise sehr hohe lokale Infiltrationsmenge von 8,8 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr, so ergibt nach **Abbildung 67** im Bereich des Versickerungsbeckens ein Anstieg des Grundwasserspiegels um mehrere Meter. Für beide stationären Berechnungen ist, analog der MAR-Pilotierung, eine konstante Verfügbarkeit von Infiltrationswasser sowie keine Trocknungszyklen für die Versickerungsbecken berücksichtigt.



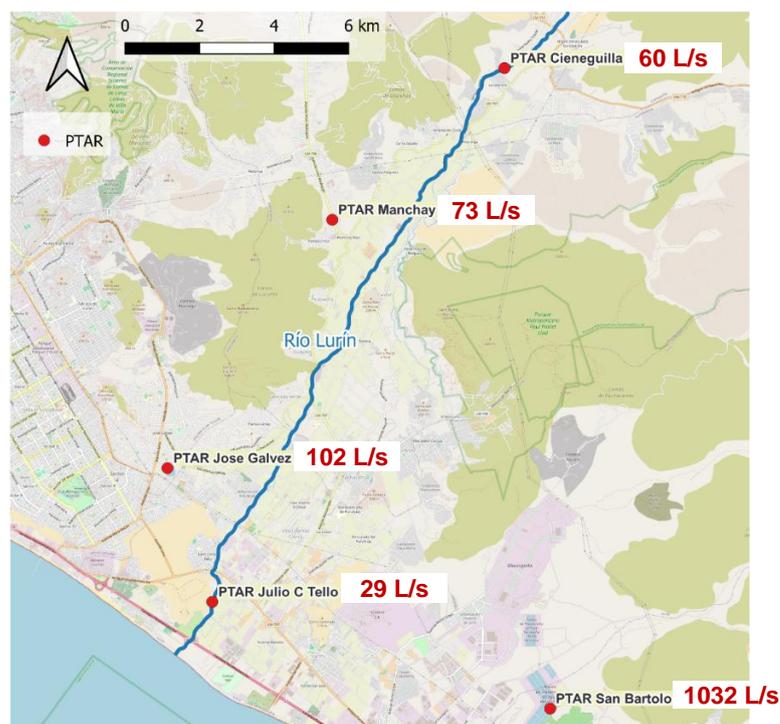
**Abbildung 66:** Berechnete Grundwassergleichen bei einer konstanten Versickerungsrate 0,1 m/Tag; roter Kreis: Lage des potentiellen Versickerungsbeckens



**Abbildung 67:** Berechnete Grundwassergleichen bei einer konstanten Versickerungsrate 2,4 m/Tag; roter Kreis: Lage des potentiellen Versickerungsbeckens

## 7.2 Nutzung von gereinigtem Abwasser (Modellierung San Bartolo)

Zur Abschätzung des Potenzials der Nutzung von Kläranlagenablauf für MAR im Lurín-Tal sind in **Abbildung 68** die im Lurín-Tal befindlichen Kläranlagen einschließlich der mittleren Zulaufwerte (nach Angaben von SUNASS 2024, „Caudal de entrada“) dargestellt.



**Abbildung 68:** Kläranlagen im Lurín-Tal

Wie in Abbildung 68 ersichtlich, sind die Kapazitäten der vier Kläranlagen im Lurín-Tal relativ gering und ihr Klarwasser wird zudem in der Trockenzeit bereits größtenteils für Bewässerungszwecke genutzt. In der Kläranlage San Bartolo stehen dagegen mit 1032 L/s vergleichsweise sehr hohe Abwassermengen zur Verfügung. Die Anlage liegt zwar nicht direkt im Lurín-Tal, jedoch wird das Rohabwasser von Lima über eine ca. 30 km lange Leitung durch das Lurín-Tal zur Kläranlage San Bartolo und der Kläranlagenablauf durch das untere Lurín-Tal zur Flussmündung des Río Lurín transportiert. Es bestehen somit prinzipiell verschiedene Optionen/Standorte, um einen Teil dieses Wassers zu fassen, ggf. weitergehend zu reinigen und anschließend im Lurín-Tal zu versickern.

Die Kläranlage San Bartolo nutzt belüftete Abwasserteiche, wobei jedoch viele Becken, infolge baulicher Mängel außer Betrieb genommen werden mussten. Aufgrund des hohen Energiebedarfs der Oberflächenbelüfter erfolgt zudem in den verbliebenen Becken nur eine eingeschränkte Belüftung.

Um eine Möglichkeit zu prüfen, das Abwasser der Kläranlage San Bartolo als Ressource für MAR zu verwenden, wurde eine Modellierung für das Tropfkörperverfahren durchgeführt. Die Wahl dieses Verfahren erfolgte insbesondere im Hinblick auf seine energetischen Vorteile im Vergleich zu anderen biologischen Abwasserreinigungsverfahren. Es zeichnet sich zudem durch eine einfache Betriebsführung, einen geringen Wartungsaufwand und eine hohe Lebensdauer der Anlagenkomponenten aus. Dadurch eignen sich Tropfkörper besonders für Regionen, in denen Abwasserreinigungssysteme erst aufgebaut werden oder keine sichere und belastbare Energieversorgung, aber ausreichendes hydraulisches Gefälle und genügend Platz vorhanden sind. Zudem können Tropfkörper sowohl die Kohlenstoffelimination als auch Prozesse der Nitrifikation bis hin zur Stickstoffelimination zuverlässig gewährleisten.

### 7.2.1 Input-Parameter und Wasserqualitäten

Die Rohwasserqualität wurde basierend auf Messdaten des Zulaufes der Kläranlage San Bartolo und José Galvez festgelegt. Die Wasserqualität ist der Ausgangspunkt für die Modellierung der Aufbereitung durch die Tropfkörperanlage und wird in **Tabelle 24** zusammengefasst.

**Tabelle 24:** Angenommene Rohwasserqualität für die Kläranlage San Bartolo

Parameter	Einheit	Angenommener Wert
Durchfluss	L/s	150
Durchfluss	m <sup>3</sup> /h	540
CSB	mg/L	1.400
CSBfilt	mg/L	616
BSB <sub>5</sub>	mg/L	615
AFS	mg/L	500
TKN	mg/L	110
P gesamt	mg/L	17
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	mg/L	90
pH	-	7

Für die zu erreichende Wasserqualität im Ablauf der Tropfkörperanlage wurden drei verschiedene Szenarien festgelegt. Die ersten beiden Szenarien orientieren sich an den bestehenden peruanischen Richtlinien: Szenario 1 an den Einleitgrenzwerten für Kläranlagen (LMP- DS 0003-2010-MINAM) und Szenario 2 an den Grenzwerten für die Nutzung des Wassers zu Bewässerungszwecken (Decreto Supremo N°004-2017, Kategorie 3, Gemüsebewässerung). Szenario 3 spiegelt die Qualitätsanforderungen für MAR wider, basierend auf Erfahrungswerten. Die entsprechenden Zielwerte sind in **Tabelle 25** zusammengefasst.

**Tabelle 25:** Ablaufzielwerte für Tropfkörperanlage nach Szenarien

Parameter	Einheit	Abwasseranforderungen		
		Szenario 1 – LMP (300 L/s)	Szenario 2 – ECA (150 L/s)	Szenario 3 – MAR (150 L/s)
BSB <sub>5</sub>	mg/L	<100	<15	<5
CSB	mg/L	<200	<40	<30
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	mg/L	NA	NA	<2
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	NA	<100	<50
P gesamt	mg/L	NA	NA	<1
Thermotolerante Coliforme	NMP/100mL	<10000	<1000	0

NA= Nicht anwendbar.

Anmerkung: Die unterschiedlich hohen zu behandelnden Durchsätze sind von der geforderten Ablaufqualität abhängig. Bei höheren Qualitätsansprüchen reduziert sich der Durchsatz, um die Anlage auf der gleichen Fläche (100 x 175 m) installieren zu können.

## 7.2.2 Methodik

Die Modellierung und der Entwurf der Tropfkörperanlage wurden mit der Simba-Software für Kläranlagen und der Planungssoftware für Tropfkörper der Brentwood Europe GmbH durchgeführt. Die verschiedenen Szenarien in der Simba-Software ermöglichten die Bestimmung der Reinigungsstufen, die Anzahl der Einheiten und die allgemeinen Eigenschaften der Einheiten, während das Programm der Brentwood Europe GmbH die Dimensionierung der Tropfkörper und die Übereinstimmung der Ergebnisse mit den erwarteten Wirkungsgraden für die von ihnen hergestellten Filtermedien überprüfte.

## 7.2.3 Ergebnisse

In Abhängigkeit von der jeweiligen gewünschten Ablaufqualität wurde für jedes der Szenarien abgeleitet, welche Aufbereitungsstufen notwendig sind. Die Ergebnisse sind in **Tabelle 26** zusammengefasst.

**Tabelle 26:** Ergebnisse der benötigten Aufbereitungsstufen nach Modellierung pro Szenario

	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
Rechen	✓	✓	✓
Sand- und Fettfang	✓	✓	✓
Denitrifikation	✓	✓	✓
Vorklärbecken	✓	✓	✓
Tropfkörper (hohe Beladung)	✓	✓	✓
Anzahl Tropfkörper	3	4	3
Nachklärbecken	✓	✓	✓
Tropfkörper (Nitrifikation)	x	x	✓
Anzahl Tropfkörper	x	x	3
Sandfiltration	x	✓	✓
Optionale, weitergehende Aufbereitung	x	x	Zugabe Fällungsmittel, Aktivkohlefiltration, UV-Desinfektion
Desinfektion	✓	✓	✓
Rückführung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Ablauf Tropfkörper zu Zulauf Tropfkörper</li> <li>– Ablauf Nachklärbecken zu Denitrifikation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Ablauf Tropfkörper zu Zulauf Tropfkörper</li> <li>– Ablauf Nachklärbecken zu Denitrifikation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Jeweils Ablauf Tropfkörper zu Zulauf Tropfkörper</li> <li>– Ablauf Nachklärbecken zu Denitrifikation</li> </ul>

Aus Tabelle 26 wird ersichtlich, dass der Aufbereitungsaufwand erwartungsgemäß mit steigenden Qualitätsanforderungen an das behandelte Wasser zunimmt. Der Umfang der weitergehenden Aufbereitung bei Szenario 3 ist vor allem vom Anteil des biologisch nicht abbaubarem CSB abhängig. Im Modell wurde dieser auf 2,5 % gesetzt. Für weitere Planungsüberlegungen sollte daher zunächst die Annahme zum biologisch nicht abbaubaren CSB überprüft werden.

Die erforderliche Ablaufqualität der Kläranlage San Bartolo für die Grundwasseranreicherung kann durch den Einsatz von Verfahren wie Tropfkörpern erreicht werden, sofern die biologisch nicht abbaubare CSB-Fracht unter den vorgeschriebenen Grenzwerten bleibt. Darüber hinaus ist eine Denitrifikationsstufe erforderlich, um die Anforderungen an den Gesamtstickstoff und den Ammoniumstickstoff am Ablauf zu erfüllen.

Daher stellt das Tropfkörperverfahren eine geeignete Option für die Reinigung des Abwassers San Bartolo dar, um die dort anfallenden hohen Abwassermengen auch qualitativ für MAR nutzbar zu machen.

### 7.3 Anforderungsprofil MAR

Für die erfolgreiche Umsetzung des MAR-Konzepts als großtechnische Anlage sollten im Vorfeld einige Voraussetzungen überprüft werden, wie dies auch für die Pilotanlage des NEWA-LIMA Projekts durchgeführt wurde (vgl. Kapitel 4). Diese sind in **Abbildung 69** zusammengefasst.



**Abbildung 69:** Voraussetzungen MAR

- (1) **Wasserquelle:** Als erste Voraussetzung muss eine Wasserquelle für die Infiltration mit ausreichend guter Beschaffenheit vorhanden sein. Für das Lurín-Tal können das das Flusswasser des Río Lurín (während der Regenzeit) oder gereinigtes Abwasser sein. Bei gereinigtem Abwasser besteht der große Vorteil, dass die Ressource ganzjährig zur Verfügung steht. Zudem wird das Abwasser aktuell über die Ableitung in den Vorfluter letztendlich dem Meer zugeführt, womit die Ressource verloren geht. Sowohl bei der Nutzung von Flusswasser als auch von gereinigtem Abwasser zur Infiltration gilt es, zunächst die Wasserqualität auf Eignung zu überprüfen.
- (2) **Flächenbedarf:** Je nach Infiltrationsmethode können hohe Flächenansprüche entstehen. Die Verfügbarkeit eines entsprechenden Geländes sind vor allem bei Infiltration über Becken entscheidend.
- (3) **Geeigneter Aquifer:** Zunächst muss in dem betrachteten Gebiet überhaupt ein Aquifer vorliegen. Die passenden Charakteristika für den Boden und den Aquifer sind nach Literaturangaben (Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma und Kennedy 2017) wie folgt definiert:
  - Hydraulische Leitfähigkeit, die eine Anreicherung ermöglicht sowie gleichmäßige hydraulische Eigenschaften
  - Mächtigkeit des Aquifers und Porosität, die eine Wasserspeicherung ermöglichen

- Vorzugsweise sowohl aerobe als auch anaerobe Zonen im Grundwasserleiter, um eine maximale Entfernung von Krankheitserregern und organischem Material zu erreichen
- Geeigneter Untergrund: Durchlässigkeit des Untergrunds, der ausreichend durchlässig ist, damit das Wasser versickern kann, aber gleichzeitig ausreichend fein für die Filterwirkung.
- Vermeiden von Tonschichten oder anderen Schichten in der vadosen Zone, die den vertikalen Fluss einschränken.

Die Art des Aquifers beeinflusst die Wahl der geeignetsten Infiltrationsmethode. Bei einem gespannten Aquifer ist eine direkte Injektion zu bevorzugen, bei einem ungespannten Aquifer die Infiltration über Becken.

- (4) **Entnahmestelle:** Die Art der Entnahmestelle ist abhängig von der geplanten Wiederverwendung. Generell sollte zwischen der Infiltrationszone und der Entnahmestelle ein gewisser Mindestabstand liegen. In der mexikanischen Norm NOM-014 (NOM-014) wird ein Mindestabstand von 150 m (bei Infiltration über Becken) bzw. 600 m (bei direkter Injektion) genannt.
- (5) **Nutzungszweck:** Es sollte klar sein, welche potenziellen Nutzungen angestrebt werden und wer die Abnehmer des wiedergewonnenen Wassers sind.
- (6) **Genehmigungen:** Für eine reibungslose Implementierung muss ein entsprechender rechtlicher Rahmen vorhanden sein, der es ermöglicht, die entsprechenden Genehmigungen einzuholen.
- (7) **Akzeptanz und Partizipation:** Für die Grundwasseranreicherung, insbesondere bei Nutzung von Klarwasser, ist die gesellschaftliche Akzeptanz von entscheidender Bedeutung, um das Projekt langfristig und erfolgreich umzusetzen. Ein partizipatives Projektdesign und eine Kosten-Nutzen-Analyse können dabei helfen, die Akzeptanz zu erhöhen.
- (8) **Monitoring:** Es ist ein kontinuierliches Monitoring notwendig, um die entsprechende Wasserqualität zu überwachen, sowohl für das Infiltrat als auch für das Grundwasser des Aquifers. Generell können der Aufbau und Betrieb einer Pilotanlage hilfreich sein, um die oben genannten Punkte genauer und auf die örtlichen Gegebenheiten abgestimmt zu überprüfen.

## 7.4 Vorschläge zur großtechnischen MAR-Realisierung

Die mit dem ausgearbeiteten numerischen Grundwassermodell auf Basis der Pilotierungsergebnisse durchgeführten Berechnungen ergaben ein hohes Potenzial für die Anwendung von MAR im Lurín-Tal. Hervorzuheben ist die hohe Durchlässigkeit des Untergrundes, so dass mit relativ kleinen Versickerungsflächen größere Wassermengen infiltriert werden können. Weiterhin ist eine breite vadosen Zone vorhanden, durch die hohe Wassermengen im Untergrund gespeichert werden können. Mit dem Río Lurín (55 Mio. m<sup>3</sup>/a Abfluss ins Meer, León et al. 2021) und der Kläranlage San Bartolo (ca. 32 Mio. m<sup>3</sup>/a Abfluss ins Meer, SUNASS 2024) stehen zudem ergiebige Ressourcen zur Verfügung.

Als Gesamtergebnis aller im Rahmen des NEWA-LIMA Projekts durchgeführten Untersuchungen wird vorgeschlagen, die großtechnische Realisierung von MAR Maßnahmen an zwei Standorten weiter zu verfolgen und dabei bevorzugt Flusswasser zur Infiltration einzusetzen:

### **1. MAR im mittleren Talbereich**

Durch MAR im mittleren Talbereich (Region Cieneguilla) könnten einerseits über im nahen Abstrom neu errichtete Brunnen größere Mengen an Grundwasser für die öffentliche Trinkwasserversorgung nachhaltig gewonnen werden. Andererseits dient eine solche Maßnahme dazu, die Grundwasserentnahme im gesamten unterstromig gelegenen Talbereich langfristig sicherzustellen.

### **2. MAR im Küstenbereich**

Ziel einer MAR im Küstenbereich wäre es insbesondere, eine Süßwasserbarriere gegen eindringendes Salzwasser aufzubauen. Dies würde eine Brauchwassergewinnung in der Nähe der MAR ermöglichen und darüber hinaus die Trinkwasserförderung in weiter landseitig gelegenen Brunnen absichern (Minimierung des Grundwasserabflusses ins Meer).

Beide MAR-Anlagen, sowohl im mittleren Talbereich als auch an der Küste, würden im einfachsten Fall lediglich aus einem Einlaufbauwerk am Flussufer mit zugehörigem Kanalsystem zur Verteilung des Wassers in 10 - 15 Erdbecken mit einer Grundfläche von bspw. 300 m<sup>2</sup> (ca. Tennisplatzgröße) bestehen. Abhängig von der Abflussmenge des Río Lurín könnten in der Regenzeit in jeder der beiden Anlagen 100 - 1000 m<sup>3</sup>/h Flusswasser einer Versickerung zugeführt werden.

Bei der MAR-Anlage im mittleren Talbereich bestünde die Möglichkeit, in abstromig angelegten Brunnen bis zu 2 Mio. m<sup>3</sup>/a hochwertiges Grundwasser zu gewinnen. Zudem könnten beide Versickerungsanlagen in der Trockenzeit mit gereinigtem Abwasser beschickt werden, so dass sich die Anlagenkapazität entsprechend erhöht, u. U. verdoppelt. Im Fall der MAR-Anlage im mittleren Talbereich wären dabei weitergehende Aufbereitungsmaßnahmen (z. B. Aktivkohle) zu prüfen. Dagegen würde im Küstenbereich eine konventionelle Abwasserreinigung ausreichen, da keine Trinkwassernutzung im Abstrom angestrebt wird. Bei Nutzung von Abwasser der PTAR San Bartolo für die Grundwasseranreicherung käme zur konventionellen Reinigung jeweils insbesondere die Tropfkörpertechnik in Betracht (vgl. Kapitel 7.2).

Es wird empfohlen, in einem ersten Ausbauschnitt zwei Infiltrationsbecken in der Region Cieneguilla zu errichten und in der Regenzeit mit bis zu 100 m<sup>3</sup>/h Flusswasser zu beschicken. Ziel ist es, längerfristige Betriebserfahrungen bspw. zu den erzielbaren Infiltrationsraten und zu geeigneten Reinigungsmaßnahmen für die Versickerungsflächen zu sammeln.





## 8. Ergebniszusammenfassung und Empfehlungen



## 8 Ergebniszusammenfassung und Empfehlungen

Der Klimawandel hat deutliche Auswirkungen auf die globale Wassersicherheit, sodass alternative Quellen, wie z. B. gereinigte Abwässer, an Bedeutung gewinnen. Dabei bietet die weltweit bereits erfolgreich angewandte kontrollierte Grundwasseranreicherung (Managed Aquifer Recharge, MAR) großes Potenzial für eine effiziente Nutzung. Sie ermöglicht nicht nur eine weitergehende Wasserreinigung, sondern auch eine Speicherung von ggf. lediglich temporär vorhandenem Oberflächenwasser im Untergrund.

Das vom BMUV geförderte Forschungsprojekt NEWA-LIMA hatte zum Ziel, den Einsatz von MAR als naturbasiertem und kostengünstigem Verfahren zur Bereitstellung von Brauch- und Trinkwasser in Lima, Peru zu demonstrieren. Es sollte zudem Möglichkeiten aufzeigen, die begrenzten und z. T. bereits „übernutzten“ lokalen Grundwasserressourcen nachhaltig sicherzustellen.

Nach umfassenden Voruntersuchungen wurde hierzu auf dem Gelände der Kläranlage Cieneguilla im Lurín-Tal (südliches Lima) eine MAR-Pilotanlage errichtet. Sie bestand aus drei Erdbecken zur Versickerung von gereinigtem Abwasser sowie mehreren Kontrollbrunnen und wurde in Zusammenarbeit mit dem Wasserver- und Abwasserentsorger von Lima (SEDAPAL) über die Dauer von 17 Monaten betrieben. Während dieser Zeit wurde die Reinigungsleistung der Bodenpassage mittels umfangreicher Wasseranalytik eingehend erfasst, einschließlich der Analyse von „emerging contaminants“ sowie der Anwendung der neuartigen „wirkungsbezogenen Analytik“. Begleitend wurden im Rahmen studentischer Arbeiten Untersuchungen zu weitergehenden Prozesstechnologien wie Aktivkohleadsorption und Umkehrosmose durchgeführt.

Um die Interessen und Perspektiven der lokalen Bevölkerung sowie relevanter Akteure bzgl. MAR-Vorhaben kennenzulernen, wurde ein partizipatives Workshopkonzept entwickelt und in Lurín durchgeführt. Im Mittelpunkt stand die direkte Interaktion mit den Teilnehmenden, um einerseits die Identifikation mit dem Projekt zu stärken und andererseits mögliche Bedenken zu erkennen mit dem Ziel, tragfähige Lösungen zu erarbeiten und die Akzeptanz für zukünftige Projekte zu erhöhen.

Zur Unterstützung einer möglichen großtechnischen Anwendung im Lurín-Tal wurden zudem die rechtlichen Rahmenbedingungen geprüft, ein Grundwassermodell für die Region Cieneguilla entwickelt und ein Grobkonzept für den Einsatz der Tropfkörperttechnologie in der Abwasserreinigung erarbeitet.

### Wesentliche Ergebnisse der MAR-Pilotierung

Der für die Grundwasseranreicherung verwendete Kläranlagenablauf PTAR Cieneguilla hatte im Projektzeitraum insgesamt eine gute Beschaffenheit. Er wies eine durchschnittliche Mineralisierung und relativ geringe Gehalte an Feststoffen und organischen Substanzen auf. Zu beachten waren deutliche Mengen an phosphorhaltigen Verbindungen sowie zeitweise erhöhte Konzentrationen an Ammonium und Nitrat. Schwermetalle bzw. toxische Spurenelemente waren nicht in relevanten Mengen vorhanden und die Gehalte an anthropogenen Spurenstoffen lagen überwiegend auf niedrigem Niveau, ähnlich wie in deutschen Flüssen mit höherem Abwasseranteil (z. B. Ruhr, Neckar). Ausnahmen hiervon

waren die beiden Lebensmittelzusatzstoffe EDTA (Komplexbildner) und Sucralose (Süßstoff), die in deutlich erhöhten Konzentrationen im Kläranlagenablauf vorlagen. Aufgrund ihrer geringen Abbaubarkeit in aeroben Aquiferen eigneten sie sich im vorliegenden Fall als „Abwassertracer“. Im Gegensatz zu den bakteriellen und viralen Indikatororganismen wurden humanpathogene Darmparasiten durch die Chlorung des gereinigten Abwassers in der Kläranlage nicht abgetötet. Diese Organismen waren im für die Infiltration verwendeten Kläranlagenablauf in höheren Konzentrationen vorhanden und somit hinsichtlich ihres Verhaltens bei der Bodenpassage besonders relevant.

Mit den drei in der Nähe des Río Lurín neu errichteten Infiltrationsbecken der Pilotanlage (Grundfläche je 15 m<sup>2</sup>) konnten sehr hohe Versickerungsraten von z. T. über 1 m/h erzielt werden. Dies war auf den stark klüftigen Untergrund zurückzuführen, die Geländeoberfläche im Lurín-Tal besteht in weiten Bereichen aus Geröll. In der überwiegenden Zeit der Pilotierung wurden deshalb lediglich die beiden geringer durchlässigen Becken mit Raten von 0,1 bis 0,2 m/h betrieben. Trotz permanentem Wassereinstau trat in diesen Becken keine Kolmatation auf, d.h. die Infiltrationsraten blieben darin über den gesamten Pilotierungszeitraum konstant.

Die hydraulische Überprüfung der niedergebrachten Kontrollbrunnen bestätigte deren volle Funktionsfähigkeit. Der Ruhewasserspiegel in den bis ca. 10 m unter Gelände ausgebauten Brunnen lag bei 3 bis 4 m unter Geländeoberkante und bei Fördermengen von rd. 0,4 m<sup>3</sup>/h (z. B. für Probenahmen) stellte sich darin innerhalb weniger Minuten eine konstante Absenkung von je nach Brunnen 0,1 bis 0,8 m ein.

Nach den Ergebnissen der Grundwasserstands-Messungen wurde der Grundwasserstand im Untersuchungsgebiet erwartungsgemäß vom Wasserstand im Río Lurín, d. h. durch die jahreszeitlich stark wechselnden Mengen an infiltrierendem Flusswasser bestimmt. Das oberflächennahe Grundwasser strömte überwiegend parallel zum Río Lurín, mit einer in der Trockenzeit (Mai bis Oktober) zum Flussbett hin gerichteten Komponente.

Das Grundwasser im Bereich der MAR-Pilotanlage und deren weiterem Umfeld hatte die erwartete Beschaffenheit (Uferfiltrat). Es war gering sauerstoffhaltig, relativ weich sowie huminstoffarm und enthielt geringe Mengen an verschiedenen anthropogenen Spurenstoffen. Mit Beginn der Trockenzeit, d. h. schwindendem Abfluss des Río Lurín und steigenden Konzentration an Inhaltsstoffen im Flusswasser, stiegen praktisch zeitgleich auch die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser an (z. B. Härte, Neutralsalze und Sucralose). Insgesamt bestätigen die wasseranalytischen Befunde, dass die Grundwasserneubildung durch Infiltration von Flusswasser erfolgt. Trotz hoher Fließgeschwindigkeit werden bei der Bodenpassage im Flusswasser enthaltene Feststoffe, organische Substanzen, Phosphorverbindungen und z. T. auch anthropogene Spurenstoffe entfernt bzw. abgebaut.

Ein merklicher Einfluss der in der MAR-Pilotanlage dauerhaft eingestellten Infiltrationsmenge (3,5 m<sup>3</sup>/h) auf die Beschaffenheit des in den Kontrollbrunnen im nahen Abstrom der Infiltrationsbecken gefassten Grundwassers wurde erst am Ende der Pilotierung festgestellt. Dieser Zeitpunkt lag am Ende der Trockenzeit 2024, d. h. es waren mehrere Monate ohne Grundwasserneubildung infolge Infiltration aus dem Río Lurín vorangegangen.

Durch eine über die Dauer 20-40 h auf 12,5 m<sup>3</sup>/h erhöhte Infiltrationsrate konnte jedoch in einem der Abstrom-Kontrollbrunnen gezielt ein höherer Anteil an Kläranlagenablauf eingestellt bzw. gefasst werden. Somit war eine analytische Bewertung der Reinigungsleistung bei der Bodenpassage zu mehreren Zeitpunkten möglich. Erwartungsgemäß stiegen als Folge der Infiltration die Konzentrationen der meisten im Kläranlagenablauf in höheren Konzentrationen enthaltenen gelösten Inhaltsstoffe im Grundwasser aus dem nahen Abstrom an (z. B. Sauerstoff, Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Sucralose). Eine Ausnahme stellten Phosphorverbindungen dar, was deren adsorptiven Rückhalt bzw. biologischen Abbau bei der Bodenpassage anzeigt.

Trotz der relativ hohen Durchlässigkeit des Untergrundes und der damit verbundenen hohen Fließgeschwindigkeit (ca. 0,3 m/h) wurden in der MAR-Pilotanlage bei der Bodenpassage Trübstoffe und Partikel, einschließlich chlorresistenter Pathogene (*Clostridium perfringens* Giardien und Cryptosporidien), vollständig zurückgehalten. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse der wirkungsbezogenen Analytik, dass im Kläranlagenablauf feststellbare endokrine und neurotoxische Effekte durch die Bodenpassage minimiert wurden.

Die an der Pilotanlage durchgeführten Infiltrationsexperimente lieferten trotz Überlagerungseffekten durch die Flussinfiltration und hohen Fließgeschwindigkeiten der Infiltration des gereinigten Abwassers orientierende Aussagen zur Reinigungseffizienz der Bodenpassage. Auch wenn nicht alle Fragestellungen zur Optimierung der Betriebsbedingungen abschließend geklärt wurden, ist diese erste Quantifizierung der Infiltrationswirksamkeit sehr wertvoll, vor allem im Hinblick auf die im Lurín-Tal bereits jahrzehntelange stattfindende unkontrollierte Grundwasseranreicherung durch Infiltration des Flusswassers, das in der Trockenzeit stellenweise ausschließlich aus gereinigtem Abwasser besteht.

### Versuche mit Umkehrosmose und Aktivkohlefiltration

Die Untersuchungsergebnisse der MAR-Pilotierung ergaben erwartungsgemäß, dass mit dieser naturnahen Technologie keine persistenten, d. h. biologisch schwer abbaubaren, Substanzen eliminiert werden. Die meisten Vertreter dieser Stoffklasse, wie beispielsweise die in jedem häuslichen Abwasser enthaltenen Lebensmittelzusatzstoffe Sucralose und EDTA, sind zwar nicht toxisch, dennoch sind sie in einem aufbereiteten Wasser unerwünscht. Im Rahmen des NEWA-LIMA Projekts erfolgten deshalb auch Untersuchungen mit den weitergehenden Aufbereitungsverfahren Umkehrosmose (UO) und Aktivkohlefiltration (AK).

Die Befunde dieser orientierenden Untersuchungen bestätigen langjährige Praxiserfahrungen aus Deutschland, wonach die UO-Membranen die meisten anthropogenen Stoffe mit hohem Wirkungsgrad zurückhalten, während Aktivkohle lediglich unpolare Substanzen effizient eliminiert. Beide Verfahren sind mit relativ hohen Kosten verbunden (UO: 0,3 – 0,6 USD/m<sup>3</sup>, AK: 0,1 - 0,3 USD/m<sup>3</sup>). Bei der UO entstehen u. U. zusätzliche Kosten für die Entsorgung des Konzentrats (ca. 25 % des Rohwassers), in dem die entfernten Stoffe angereichert sind. Im Vergleich dazu sind die Kosten einer MAR-Behandlung von gereinigtem Abwasser nach Angaben in der Fachliteratur mit 0,02 USD/m<sup>3</sup> anzusetzen.

## Grundwassermodellierungen

Die mit dem ausgearbeiteten numerischen Grundwassermodell auf Basis der Pilotierungsergebnisse durchgeführten Berechnungen ergaben ein hohes Potenzial für die Anwendung von MAR im Lurín-Tal. Hervorzuheben ist die hohe Durchlässigkeit des Untergrundes, so dass mit relativ kleinen Versickerungsflächen größere Wassermengen infiltriert werden können. Weiterhin ist eine breite ungesättigte Zone vorhanden, in der diese Wassermengen im Untergrund gespeichert werden können. Mit dem Río Lurín (ca. 50 Mio. m<sup>3</sup>/a Abfluss ins Meer) und der Kläranlage San Bartolo (ca. 35 Mio. m<sup>3</sup>/a Abfluss ins Meer) stehen zudem zwei ergiebige Ressourcen zur Verfügung.

## Empfehlungen zur weiteren Vorgehensweise

Im NEWA-LIMA Projekt waren die sorgfältigen Vorbereitungen für die Installation der MAR-Anlage essentiell. Daher bei ähnlichen Projekten und auch bei großtechnischen Anlagen folgende Aspekte berücksichtigt werden: Wasserquelle, Flächenverfügbarkeit, geeigneter Aquifer, Entnahmestelle, Nutzungszweck, Genehmigungen, Akzeptanz und Partizipation sowie Monitoring. Ggf. kann der Betrieb einer Pilotanlage vor Installation einer Großanlage sinnvoll sein.

Darauf basierend wird als Gesamtergebnis der im Rahmen des NEWA-LIMA Projekts durchgeführten Untersuchungen vorgeschlagen, die großtechnische Realisierung von MAR Maßnahmen an zwei Standorten prioritär weiter zu verfolgen. Dabei sollte bevorzugt Flusswasser zur Infiltration eingesetzt, die optionale Mitnutzung von gereinigtem Abwasser jedoch ebenfalls weiterverfolgt werden:

### 1) MAR im mittleren Talbereich

Durch die Umsetzung von MAR im mittleren Talbereich (Distrikt Cieneguilla) können einerseits über neu errichtete Brunnen im nahen Abstrom größere Mengen an Grundwasser für die öffentliche Trinkwasserversorgung nachhaltig gewonnen werden. Andererseits trägt diese Maßnahme dazu bei, die Wasserverfügbarkeit in zahlreichen Brunnen im gesamten unterstromig gelegenen Talbereich langfristig sicherzustellen.

### 2) MAR im Küstenbereich

Ziel von MAR im Küstenbereich ist der Aufbau einer Süßwasserbarriere gegen eindringendes Salzwasser. Dies ermöglicht eine Brauchwassergewinnung in der Nähe der MAR-Anlage und sichert darüber hinaus die Trinkwasserförderung in weiter landseitig gelegenen Brunnen langfristig ab, indem der Grundwasserabfluss ins Meer minimiert wird.

Beide MAR-Anlagen, sowohl im mittleren Talbereich als auch an der Küste, würden im einfachsten Fall lediglich aus einem Einlaufbauwerk am Flussufer mit zugehörigem Kanalsystem zur Verteilung des Wassers in 10 bis 15 Versickerungsbecken bestehen (Grundfläche bspw. jeweils 300 m<sup>2</sup> = „Tennisplatzgröße“). Abhängig von der Abflussmenge des Río Lurín könnte jede der beiden Anlagen in der Regenzeit 100 bis 1.000 m<sup>3</sup>/h Flusswasser versickern.

Bei der MAR-Anlage im mittleren Talbereich bestünde die Möglichkeit, in abstromig angelegten Brunnen bis zu 2 Mio. m<sup>3</sup>/a hochwertiges Grundwasser zu gewinnen. Zudem bietet

es sich an, beide Versickerungsanlagen in der Trockenzeit mit gereinigtem Abwasser zu beschicken, so dass sich die Anlagenkapazität entsprechend erhöht, ggf. verdoppelt. Im Küstenbereich reicht dabei u. U. eine konventionelle Abwasserreinigung aus, da keine Trinkwassernutzung im Abstrom angestrebt wird. Im Fall der MAR-Anlage im mittleren Talbereich wären dagegen weitergehende Aufbereitungsmaßnahmen (z. B. Aktivkohle) zu prüfen. Bei Nutzung von Abwasser der PTAR San Bartolo für die Grundwasseranreicherung käme zur konventionellen Reinigung insbesondere die Tropfkörpertechnik in Betracht.

Es wird empfohlen, in einem ersten Ausbauschnitt zwei Infiltrationsbecken in der Region Cieneguilla zu errichten und während der Regenzeit mit bis zu 100 m<sup>3</sup>/h Flusswasser zu beschicken. Ziel ist es, längerfristige Betriebserfahrungen zu sammeln, bspw. zu den erzielbaren Infiltrationsraten und zu geeigneten Bewirtschaftungsmaßnahmen für die Versickerungsflächen.

Ein extern in Auftrag gegebenes Rechtsgutachten hat bestätigt, dass in Peru keine regulatorischen Einschränkungen für Projekte zur Grundwasseranreicherung mit gereinigtem Abwasser bestehen. Die geltenden Vorschriften enthalten bislang keine spezifischen Regelungen für die Wasserqualität für diesen Anwendungsfall.

Wie für fast jedes wasserwirtschaftliche Projekt ist die soziale Akzeptanz ein Schlüsselfaktor für den Erfolg von MAR. In diesem Zusammenhang ergeben sich folgende zentrale Empfehlungen:

1. **Frühe Einbindung der Öffentlichkeit:** Transparente Kommunikation über Ziele, Methoden und potenzielle Risiken des Projekts ist essenziell. Dabei sollten komplexe technische Zusammenhänge verständlich vermittelt werden.
2. **Dialogorientierte Planung:** Es ist entscheidend, die Interessen und Befürchtungen der potenziell Betroffenen kennenzulernen und ernst zu nehmen. Dies fördert nicht nur Vertrauen, sondern liefert auch wertvolle Einblicke, um das Projekt besser an lokale Bedürfnisse anzupassen.
3. **Vertrauensbildung:** Der Aufbau von Vertrauen in die Projektverantwortlichen und die eingesetzte Technologie ist ein langfristiger Prozess. Pilotprojekte und Demonstrationen können helfen, die Wirksamkeit und Sicherheit der Maßnahmen zu belegen.
4. **Einbindung lokaler Akteure:** Kooperationen mit lokalen Behörden, zivilgesellschaftlichen Gruppen und anderen relevanten Stakeholdern können die Akzeptanz und Reichweite des Projekts steigern.
5. **Strategische Partnerschaften mit NGOs oder Universitäten:** Bereits in der Planungsphase sollten NGOs oder Universitäten als Partner identifiziert und in die Projektentwicklung integriert werden. Neben ihrer fachlichen Expertise können diese Akteure durch ihre neutrale Position helfen, Vertrauen aufzubauen und zwischen den verschiedenen Interessengruppen zu vermitteln.



## 9 Literaturverzeichnis

- BMI (1985): Künstliche Grundwasseranreicherung. Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland // Stand d. Technik u. d. Wissens in d. Bundesrepublik Deutschland; Empfehlungen für weitere Unters. u. Anwendungsbereiche. Berlin: Bundesministerium des Inneren; Erich Schmidt.
- Bolívar, Alexandra (2025): Mejoramiento de la calidad del efluente de una PTAR de lodos activados mediante un reactor piloto de osmosis inversa para fines de reuso. (por publicar). Tesis de Ingeniería Sanitaria. Universidad Nacional de Ingeniería, Lima - Perú.
- Bonilla Valverde, José P.; Stefan, Catalin; Palma Nava, Adriana; Bernardo da Silva, Eduardo; Pivaral Vivar, Hugo L. (2018): Inventory of managed aquifer recharge schemes in Latin America and the Caribbean. In: *Sustain. Water Resour. Manag.* 4 (2), S. 163–178. DOI: 10.1007/s40899-018-0231-y.
- Bouwer, Herman (2000): Integrated water management: emerging issues and challenges. In: *Agricultural Water Management* 45, S. 217–228.
- Bouwer, Herman (2002): Artificial recharge of groundwater. Hydrogeology and engineering. In: *Hydrogeology Journal* 10 (1), S. 121–142. DOI: 10.1007/s10040-001-0182-4.
- Bugan, Richard D.H.; Jovanovic, Nebo; Israel, Sumaya; Tredoux, Gideon; Genthe, Bettina; Steyn, Maronel et al. (2016): Four decades of water recycling in Atlantis (Western Cape, South Africa). Past, present and future. In: *WSA* 42 (4), S. 577. DOI: 10.4314/wsa.v42i4.08.
- Coronel, H. C. (2012): Modelo Matemático del Acuífero Lurín - Actualización y Operación. Informe final. SEDAPAL. Lima, Peru.
- CSIRO (2020): Marco operativo para proyectos de recarga artificial en acuíferos. Informe final. Santiago, Chile.
- Dillon, P. (2005): Future management of aquifer recharge. In: *Hydrogeol J* 13, S. 313–316. DOI: 10.1007/s10040-004-0413-6.
- Dillon, P.; Toze, S.; Page, D.; Vanderzalm, J.; Bekele, E.; Sidhu, J.; Rinck-Pfeiffer, S. (2010): Managed aquifer recharge. Rediscovering nature as a leading edge technology. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 62 (10), S. 2338–2345. DOI: 10.2166/wst.2010.444.
- Dillon, Peter; Alley, William; Zheng, Yan; Vanderzalm, Joanne (2022): Managed Aquifer Recharge: Overview and Governance.
- Dillon, Peter; Pavelic, Paul; Page, Declan; Beringen, Helen; Ward, John (2009): Managed aquifer recharge: An Introduction. In: *Waterlines Report* 13.
- Drewes, Jörg; Karakurt, Sema; Schmid, Ludwig; Bachmaier, Marian; Hübner, Uwe (2018): Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt.
- Elkayam, R.; Aharoni, A.; Vaizel-Ohayon, D.; Sued, O.; Katz, Y.; Negev, I. et al. (2018): Viral and Microbial Pathogens, Indicator Microorganisms, Microbial Source Tracking Indicators, and Antibiotic Resistance Genes in a Confined Managed Effluent Recharge System. In: *J. Environ. Eng.* 144 (3). DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001334.
- EPA/600/R-12/618 (2012): Guidelines for Water Reuse.

Escolero Fuentes, Oscar; Gutiérrez Ojeda, Carlos; Mendoza Cázares, Edgar Yuri (2017): Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica.

Decreto Supremo N°004-2017, 07.06.2017: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.

Flörs, Markus; Schertzing, Gerhard; Pannekens, Helena; Seitz, Wolfram; Zwiener, Christian; Winzenbacher, Rudi (2025): High-performance thin-layer chromatography–umu combined with nontarget analysis—a sensitive genotoxicity screening tool applicable for potable water analysis. In: *Environmental Toxicology and Chemistry*, vgae076. DOI: 10.1093/etjnl/vgae076.

Goren, O.; Burg, A.; Gavrieli, I.; Negev, I.; Guttman, J.; Kraitzer, T. et al. (2014): Biogeochemical processes in infiltration basins and their impact on the recharging effluent, the soil aquifer treatment (SAT) system of the Shafdan plant, Israel. In: *Applied Geochemistry* 48 (1), S. 58–69. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.06.017.

Hofer, Sarah (2023): Wasserwerk Dresden-Hosterwitz – Sanierung erfolgreich abgeschlossen. In: *gwf Wasser+Abwasser*, 10.06.2023. Online verfügbar unter <https://gwf-wasser.de/branche/wasserwerk-dresden-hosterwitz-sanierung-erfolgreich-abgeschlossen/>, zuletzt geprüft am 10.02.2025.

Humberto, Hernández Aguilar M.; Raúl, Campuzano Chávez; Lorenzo, Valenzuela Vásquez; Jorge, Ramírez-Hernández (2018): Aquifer recharge with treated municipal wastewater. Long-term experience at San Luis Río Colorado, Sonora. In: *Sustain. Water Resour. Manag.* 4 (2), S. 251–260. DOI: 10.1007/s40899-017-0196-2.

León, C. D.; Brauer, F.; Hügler, M.; Keller, S.; Kosow, H.; Krauss, M. et al. (2021): Integrated Water Management Solutions in the Lurín Catchment, Lima, Peru – Supporting United Nations’ Sustainable Development Goal 6. Final report of the joint project TRUST. University of Stuttgart.

Maliva, Robert G. (2014): Economics of Managed Aquifer Recharge. In: *Water* 6(5), S. 1257–1279. DOI: 10.3390/w6051257.

NOM-014, 2009: Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada.

NRMMC; EPHC; AHMC (2006): National Water Quality Management Strategy (NWQMS) - National Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1): Environment Protection and Heritage Council, the Natural Resource Management Ministerial Council and the Australian Health Ministers’ Conference.

NRMMC; EPHC; NHMRC (2009): National Water Quality Management Strategy Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Managed Aquifer Recharge: Natural Resource Management Ministerial Council; Environment Protection and Heritage Council; National Health and Medical Research Council.

BOE-A-2007-21092, 2007: Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

EU 2020/741, 25.05.2020: Regulation (EU) 2020/741 on minimum requirements for water reuse.

Schoenborn, Andreas; Schmid, Pascal; Bräm, Sarah; Reifferscheid, Georg; Ohlig, Marina; Buchinger, Sebastian (2017): Unprecedented sensitivity of the planar yeast estrogen screen by using a spray-on technology. In: *Journal of Chromatography A* 1530, S. 185–191. DOI: 10.1016/j.chroma.2017.11.009.

Sharma, Saroj K.; Kennedy, Maria D. (2017): Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. In: *International Biodeterioration & Biodegradation* 119, S. 671–677. DOI: 10.1016/j.ibiod.2016.09.013.

Stütz, Lena; Schulz, Wolfgang; Winzenbacher, Rudi (2020): Identification of acetylcholinesterase inhibitors in water by combining two-dimensional thin-layer chromatography and high-resolution mass spectrometry. In: *Journal of Chromatography A* 1624, S. 461239. DOI: 10.1016/j.chroma.2020.461239.

SUNASS (2024): Sistema de registro de planta de tratamiento de agua residual. Online verfügbar unter <https://www.gob.pe/51584-consultar-informacion-sobre-las-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales-ptar>.

Toze, S.; Hanna, J.; Smith, T.; Edmonds, L.; Mccrow A. (Hg.) (2004): Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent. symposium HS04 held during IUGG2003. Sapporo, July 2003. 285 Bände: IAHS Publ.

Tredoux, G.; Genthe, B.; Steyn, M.; Engelbrecht, J. F. P.; Wilsenach, J.; Jovanovic, N. Z. (2009): An assessment of the Atlantis artificial recharge water supply scheme (Western Cape, South Africa). In: C. A. Brebbia, M. E. Conti und E. Tiezzi (Hg.). RAVAGE OF THE PLANET 2009. Western Cape, South Africa, 15.12.2009 - 17.12.2009: WIT PressSouthampton, UK (WIT Transactions on Ecology and the Environment), S. 403–413.

Vanderzalm, Joanne; Page, Declan; Dillon, Peter; Gonzalez, Dennis; Petheram, Cuan (2022): Assessing the costs of Managed Aquifer Recharge options to support agricultural development. In: *Agricultural Water Management* 263 (10), S. 107437. DOI: 10.1016/j.agwat.2021.107437.

WHO (2017): Potable reuse. Guidance for producing safe drinking-water. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Xanke, Julian (2017): Managed aquifer recharge into a karst groundwater system at the Wala reservoir, Jordan. Doktors der Naturwissenschaften. Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), Karlsruhe. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften.

Zheng, Y.; Ross, A.; Villholth, K. G.; Dillon, P. (eds.) (2021): Managing Aquifer Recharge. A Showcase for Resilience and Sustainability. Paris: UNESCO.

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
AK	Aktivkohle
AKF	Aktivkohlefiltration
ANA	Autoridad Nacional del Agua (Nationale Wasserbehörde Perus)
BG	Bestimmungsgrenze
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nuklear Sicherheit und Verbraucherschutz
ELF	Elektrische Leitfähigkeit
EQ	Äquivalenzkonzentration
GW	Grundwasser
GWA	Grundwasseranreicherung
IP	Infiltration Pond (=Infiltrationsbecken)
KS4,3	Säurekapazität bei pH 4,3
MAR	Managed Aquifer Recharge (kontrollierte Grundwasseranreicherung)
n.b.	nicht bestimmt
PN	Probenahme
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (Kläranlage)
SAK254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254nm
SAT	Soil-Aquifer-Treatment
SEDAPAL	Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (Wasserver- und Abwasserentsorger von Lima)
TRUST	Forschungsprojekt „Trinkwasserversorgung in prosperierenden Wassermangelregionen nachhaltig, gerecht und ökologisch verträglich – Entwicklung von Lösungs- und Planungswerkzeugen zur Erreichung der nachhaltigen Entwicklungsziele am Beispiel des Wassereinzugsgebiets der Region Lima/Peru.“ URL: <a href="https://www.trust-grow.de/">https://www.trust-grow.de/</a>
TZW	TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser
UGOK	Unter Geländeoberkante
UO	Umkehrosmose
WBA	Wirkungsbezogene Analytik
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

## Danksagung

Wir möchten uns bei den folgenden Personen und Organisationen aus Peru und Deutschland für ihre Unterstützung und ihr Engagement für das NEWA-LIMA Projekt bedanken:

Organisation / Institution	Personen
Abwasserverband Braunschweig	Heinrich Ripke
Autoridad Nacional del Agua (ANA)	Abner Zavala Carlo Zapata
Experten für Wasserrecht	Julio Vidal Evelyn Roman
Experten im Wassersektor Peru	Carlos Silvestri Josué Céspedes
Hessenwasser GmbH & Co.KG	André Girard
Junta de Usuarios de aguas subterráneas del Valle de Ica	Roberto Navarro
MKB	Alicia Minaya
Padisweb	Paola Bravo
Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP)	Eduardo Parodi
Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL), in alphabetischer Reihenfolge	Edgar Alva Baltazar, Pilar Alva, Yolanda Andia Cardenas, César Bedon Nunura, Miguel Egusquiza Cordova, Yolanda Fernandez Matos, Jorge Gómez Reátegui, Erwin Guerrero San Martin, Pedro Mendoza, Octavio Moreno Ruiz, Jesus Martin Pelaez Quispe, Humberto Reyes Rocha, Ivan Rodriguez Cabanillas, Nestor Roque Huertas, Carlos Tiznado Banda, Francisco Quezada Neciosup, Elmer Quinteros Hjar, Cecilia Giannin Zevallos Bejar
SUNASS	Fluquer Peña
TZW über BMBF Green Talent Award	Camille Zimmer
Universidad Nacional Agraria La Molina	Sebastian Santayana
Universidad Nacional de Ingeniería (UNI)	Rosa Yaya Alexandra Bolívar
Zweckverband Landeswasserversorgung	Wolfram Seitz Markus Flörs

Wir bedanken uns auch bei allen Workshop-Teilnehmenden für ihre Zeit und ihr Fachwissen. Sie haben einen wichtigen Beitrag zu den Projektergebnissen geleistet.



Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit  
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages

