

Grundwasseranreicherung zur Qualitätsverbesserung

Grundwasser — oder präziser gesagt: echtes Grundwasser — stellt mit Recht die für die Trinkwasserversorgung bevorzugte Wasserart dar, genügt doch das echte, aus grösserer Tiefe stammende, durch mächtige natürliche Bodenschichten filtrierte Grundwasser fast immer sämtlichen Ansprüchen, die man an gutes Trinkwasser stellt: Es ist klar, farb- und geruchlos, von erfrischendem Geschmack und ohne Behandlung hygienisch einwandfrei. Stoffe, die der menschlichen Gesundheit abträglich sein könnten, wie Schwermetallspuren, Pestizide oder kanzerogene und radioaktive Stoffe, sind höchstens in extrem niedrigen Konzentrationen anwesend. Einzig höhere Eisen- und Mangengehalte sowie das Vorhandensein von aggressiver Kohlensäure machen eine Aufbereitung erforderlich, deren Technologie seit Jahrzehnten bekannt und heute weitgehend gelöst ist, wenn bei speziellen Wasserzusammensetzungen, zumindest in den Anfangszeiten, auch hier noch Aufbereitungsschwierigkeiten auftreten können.

Grundwasser lässt sich oft direkt oder zumindest nach einfachen, billigen und leicht zu automatisierenden Aufbereitungsverfahren für Trinkzwecke verwenden. Daneben besitzt diese Wasserart auch noch den Vorzug, über Jahre oder Jahrzehnte hinweg, unbeeinflusst von Klima und Jahreszeit, eine konstante Zusammensetzung aufzuweisen und vor zivilisatorischen Einflüssen weitgehend oder völlig geschützt zu sein. Nur ein grosser Nachteil haftet dem Grundwasser als universelle Trinkwasserquelle an: nicht jederzeit und an jedem beliebigen Ort in ausreichender Menge zur Verfügung zu stehen.

Gerade in Ballungsräumen der menschlichen Besiedelung und der Industrie reicht der natürliche Grundwasservorrat nicht aus, um den Trinkwasserbedarf voll und ganz zu decken. Bei dem raschen Anstieg des Wasserbedarfs hat die Grundwasserentnahme in zahlreichen Gebieten die natürliche Nachbildungsrate schon überschritten, besonders in Gebieten, die für die Grundwassergewinnung ungünstige Bodenverhältnisse — ungünstige Beschaffenheit oder zu geringe Mächtigkeit des Grundwasserleiters — aufweisen. Hier wird eine künstliche Grundwasseranreicherung erforderlich, wie man die Verfahren der künstlichen Vermehrung des Wassers bezeichnet, durch die ein Grundwasserspeicher aufgefüllt wird. Löffler (1967) unterscheidet dabei noch zwischen der eigentlichen Grundwasseranreicherung, durch die eine Aufstockung des natürlich gebildeten Grundwassers in so beschränktem Ausmass verstanden wird, dass nur ein Ausgleich der Tages- oder Wochenschwankungen des Wasserbedarfs erzielt wird und bei der die Wassergüteverbesserung im Vordergrund steht, und der unterirdischen Wasserspeicherung, durch die Jahreszeitliche oder mehrjährige Schwankungen im Dargebot ausgeglichen werden sollen; in der Regel soll dabei eine grössere Qualitätsverbesserung als bei der Grundwasseranreicherung erzielt werden. Sieht man von derlei Unterscheidungen ab, so kann man allgemein feststellen, dass bei der künstlichen Grundwasseranreicherung stets zwei Vor-

gänge — qualitative Angleichung und quantitativer Ausgleich — unter gleichzeitiger Wasserspeicherung stattfinden. Insgesamt können folgende Ziele mit einer künstlichen Grundwasseranreicherung verfolgt werden (Task Group Report, 1960):

1. Speicherung und Beseitigung eines Abflusses und von Hochwässern;
2. Ergänzung der verfügbaren Grundwassermenge;
3. Verringerung oder Ausgleich der Neigung des Wasserspiegels in Grundwasserspeichern;
4. Verringerung, Verhütung oder Veränderung der Salzwasserinfiltration;
5. Wasserspeicherung zur Verringerung von Förderkosten;
6. Speicherung von reinem kaltem Wasser im Winter zur Verwendung während des Sommers;
7. Erzielung eines Wärmeaustausches durch Bodendiffusion;
8. Entfernung von Trübstoffen durch Bodenfiltration.

Häufig werden mit der künstlichen Grundwasseranreicherung mehrere dieser Ziele gleichzeitig verfolgt. Nachfolgend sollen nur die Ziele behandelt werden, die der Qualitätsverbesserung des zur Anreicherung benutzten Oberflächenwassers dienen.

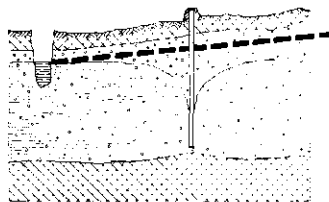
Wege zur Grundwasseranreicherung

Ziel der Anreicherung ist die Vermehrung des für die Trinkwasserversorgung besonders geeigneten Grundwassers mit dem Bestreben, irgendeiner anderen Wasserart die Eigenschaften des echten Grundwassers zu verleihen. Der sicherste Weg hierzu wäre die künstliche Nachbildung der bei der Grundwassererzeugung ablaufenden natürlichen Vorgänge. Echtes Grundwasser entsteht aus den Niederschlägen, die durch den langen Bodenkontakt auf den unter Umständen sehr weiten Fließstrecken die Eigenschaften des Grundwassers annehmen. Da sich die Niederschläge nicht beliebig vermehren lassen, und ausserdem die Zeiten der natürlichen Bodenfiltrationsvorgänge für die technischen Prozesse viel zu lang sind, wäre es denkbar, die natürlichen Vorgänge durch eine Verregnung von Oberflächenwasser zu simulieren. Die Praxis erfordert jedoch zwei wesentliche Abweichungen von den natürlichen Vorgängen:

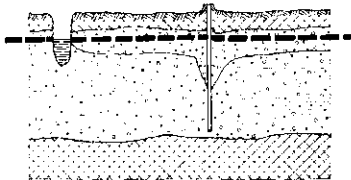
1. Das künstlich zur Verrieselung gebrachte Wasser stammt aus Oberflächengewässern und besitzt daher in den meisten Fällen eine wesentlich schlechtere Wasserqualität als das Niederschlagswasser.
2. Der Ort der Verrieselung muss der Grundwasserfassung räumlich ziemlich nahe liegen, will man in vertretbaren Zeitspannen schon eine Wirkung dieser Massnahme erreichen.

Die in unmittelbarer Nähe des Fassungsgebietes meist vorhandenen — und für die Wassergewinnung auch

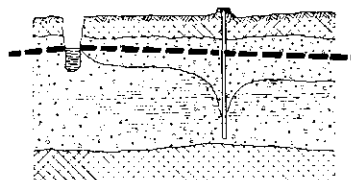
Grundwassergefälle



1. Zum Fluss: Echtes Grundwasser.



2. Längs des Flusses: Mischwasser.



3. Vom Fluss ausgehend: Reines Uferfiltrat.

Abb. 1 - Hydrologische Verhältnisse bei der Uferfiltration (nach Gandenberger, 1950).

durchaus erwünschten — undurchlässigen Deckschichten, machen eine Grundwasseranreicherung durch direkte Berieselung des Infiltrationsgeländes in den meisten Fällen unmöglich.

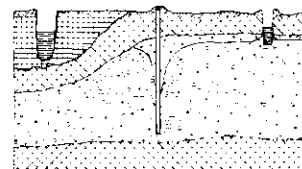
Die Uferfiltration

Die einfachste Art der Grundwasseranreicherung erhält man durch den Betrieb von Brunnen in Nähe eines natürlichen Gewässers. Durch die Absenkung des Wasserspiegels beim Betrieb der Brunnen wird eine Infiltration des Flusswassers durch die Uferschichten bewirkt. Eine derartige „Uferfiltration“ findet man häufig entlang der Fließgewässer. Die Brunnenreihen werden hierzu parallel zum Flussufer angelegt. Inwieweit hierbei Grundwasser oder Uferfiltrat gefördert wird, hängt einzig von der Neigung des Wasserspiegels ab. Auf Abb. 1 sind drei verschiedene Möglichkeiten einer Uferfiltration nach W. Gandenberger (1950) dargestellt. Je geringer der Abstand zwischen Fluss und Brunnenreihe und je gröber der Sand des Untergrundes ist, umso grösser ist die Ergiebigkeit, umso unvollkommener aber auch die Reinigungswirkung. Die Beschaffenheit des Uferfiltrats hängt daher auch vom Flusswasserstand ab, und ist häufig einem Wechsel in seiner Zusammensetzung unterworfen: Oft wird bei Niedrigwasser die Wasserqualität besser, da durch die eintretende Verschlammung der Flusssohle der Bodenwiderstand erhöht wird und damit ein nur kleiner Oberflächenwasseranteil in die Brunnen gelangt, der zudem durch die erhöhte Filtrationsfähigkeit ein Wasser besserer Qualität liefert. Bei Hochwasser wird diese Uferverschlämung weggespült. Durch die Ufer des Flusses kann verschmutztes Wasser in grösseren Mengen

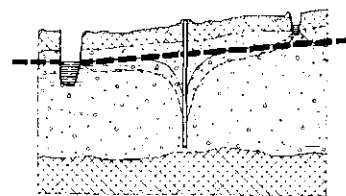
eindringen, da der Durchflusswiderstand geringer wird. Durch ein stark verschmutztes Wasser werden die Uferbodenschichten stark beeinträchtigt. Schwebestoffe setzen sich im Untergrund irreversibel ab und vermindern allmählich die Ergiebigkeit der Brunnen. Ueber längere Zeiträume hinweg kann auf diese Weise die Wasserförderung stark reduziert werden oder sogar nahezu zum Erliegen kommen. Bei ungenügender Wasserzufuhr tritt eine starke Sauerstoffzehrung des in den Uferschichten eingetretenen Wassers auf und schliesslich bilden sich Wasser im reduzierten Zustand, die aus den Bodenschichten Eisen- und Manganablagerungen wieder auflösen. Sehr starke Erhöhungen der Eisen- und Mangankonzentrationen wurden z.B. in Rheinuferfiltraten fest-

Abb. 2 - Hydrologische Verhältnisse bei der künstlichen Grundwasseranreicherung (nach Gandenberger, 1950).

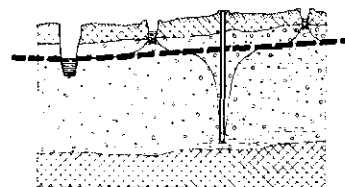
A. Echtes künstliches Grundwasser



1. Vom Fluss unbeeinflusst

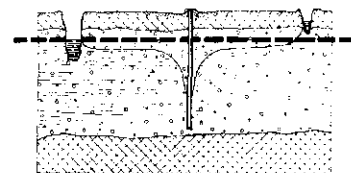


2. Grundwassergefälle zum Fluss

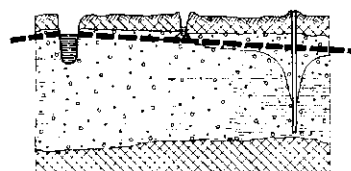


3. Infiltration zwischen Fluss und Entnahme

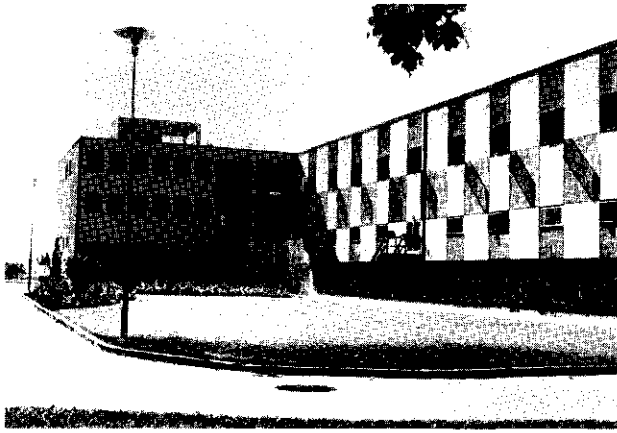
B. Mischwasser



4. Grundwassergefälle längs des Flusses



5. Grundwassergefälle vom Fluss ausgehend



Afb. 3a - Rheinwasseraufbereitungswerk in Wiesbaden-Schierstein.

gestellt. Diese — dem im allgemeinen steigenden Wasserbedarf entgegengerichtete — Kapazitätsverminderung von Uferfiltratwasserwerken durch Verdichtung der Uferbodenschichten ist ein eindeutiges Argument gegen diese Art der Grundwasseranreicherung, die nur den Vorteil der besonders niedrigen Anlagekosten aufweist. Manche Uferzonen an künstlich regulierten Flüssen, deren Uferschichten nicht aus gewachsenem Boden bestehen, sind für das Errichten einer Uferfiltrationsanlage überhaupt nicht geeignet, da die Mineralisationsprozesse in diesen Böden noch nicht abgeschlossen sind. Dies gilt insbesondere auch dort, wo relativ grosse begrünte Uferzonen bei höherer Wasserführung regelmässig überstaut werden. Eine Uferfiltration fördert hier zwangsläufig ein stark reduziertes Wasser mit hohen Eisen-, Mangan- und Ammoniakgehalten, deren Oxydation mit einfachen Mitteln nicht bewerkstelligt werden kann.

Die Aufbereitung eines derartigen, häufig auch geruchlich stark belasteten Wassers ist nicht oder nur mit grösstem Aufwand möglich. Diese Art der Grundwasseranreicherung soll nachfolgend nicht weiter behandelt werden.

Die künstliche Grundwasseranreicherung

Wesentlich bessere Voraussetzungen bietet die *künstliche* Grundwasseranreicherung, da hierbei

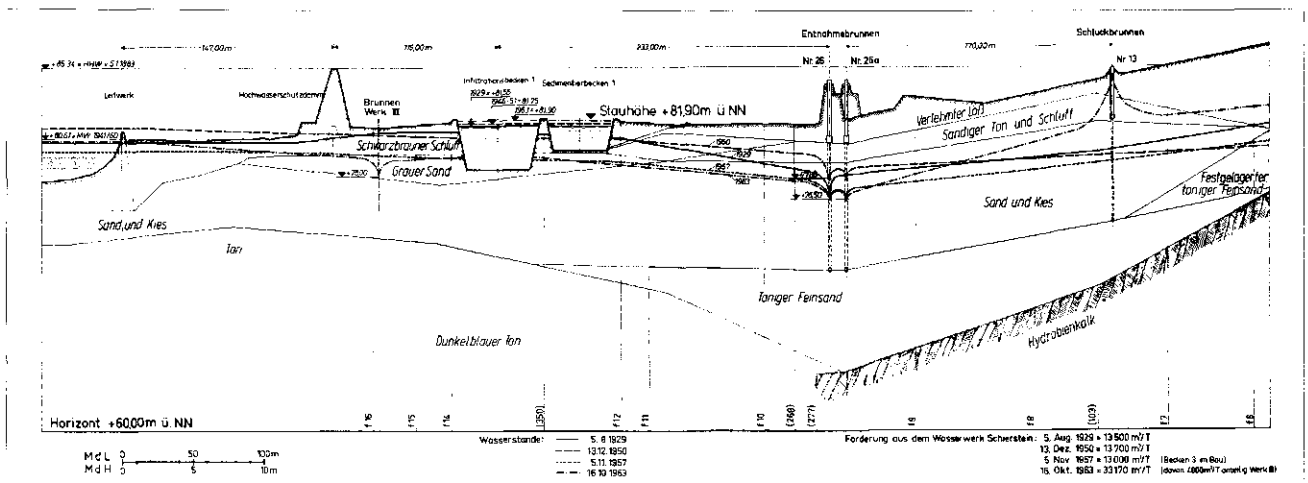
1. ein für die natürlichen Prozesse geeignetes Gelände ausgewählt und
2. die Anlage unter konstanteren (hydraulischen) Verhältnissen betrieben werden kann.

Oft gilt es, eine schon bestehende Grundwassergewinnungsanlage, deren Ergiebigkeit nicht mehr ausreicht, durch eine künstliche Anreicherung zu erweitern. Ein Verregnen von Oberflächenwasser kommt, wie oben erwähnt, nur dann infrage, wenn schützende Deckschichten über dem Grundwasserleiter fehlen. Da ein derartiges Gelände aber auch für die natürliche Grundwassergewinnung nicht besonders geeignet ist, ist diese Art der Anreicherung für die Trinkwasseraufbereitung nicht verbreitet. Die Infiltration erfolgt üblicherweise über

- a. Sickerbecken oder Sickergräben, die bis zum Grundwasserleiter reichen, oder
- b. über Infiltrations-(Schluck-)Brunnen oder Sickerrohrleitungen. Derartige „geschlossene“ Infiltrationsanlagen sind erforderlich, wenn die Deckschichten eine für offene Anlagen nicht mehr geeignete Mächtigkeit besitzen.

Den offenen Anlagen, Sickerbecken und Sickergräben, wird wegen der leichteren Reinigungsmöglichkeit im allgemeinen der Vorzug gegeben. Für derartige Anlagen ist keine so weitgehende Vorbehandlung des Rohwassers notwendig, da eine Verschmutzung leichter wieder behoben werden kann. Geschlossene Anlagen verlangen dagegen eine weitgehende Reinigung des zur Infiltration kommenden Rohwassers, da sie sich wegen der geringeren Infiltrationsoberfläche bedeutend rascher zusetzen. Bei Vertikalbrunnen ist eine Regenerierung noch relativ leicht möglich; horizontale Sickerrohrleitungen lassen sich dagegen nur mit grösstem Aufwand regenerieren. Die Entscheidung, welche Art der geschlossenen Infiltration gewählt werden soll, erfolgt üblicherweise aus hydraulischen Gesichtspunkten. Welche Anteile der verschiedenen Wasserarten — echtes künstliches Grundwasser oder ein Mischwasser mit uferfiltriertem Oberflächenwasser — bei einer künstlichen Grundwasseranreicherung gefördert werden, hängt davon ab, wie das Grundwassergefälle verläuft (Abb. 2). Häufig liegen derartige Anlagen in Nähe eines Flusses, dem das zur Infiltration gelangende Rohwasser entnommen wird. Hierbei werden, je nach vorhandener Anlage und Be-

Abb. 3b - Geologischer Schnitt durch das Infiltrationsgelände der Wassergewinnungsanlagen in Wiesbaden-Schierstein.



triebsweise, unter Umständen mehrere Wasserarten — natürliches und künstliches Grundwasser sowie Uferfiltrat — in verschiedenem Anteil gefördert. Einen Eindruck hiervon vermögen die komplizierten Verhältnisse in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein (Abb. 3a) vermitteln. Hier wird eine Grundwasseranreicherung in einer relativ flachen feinsandigen Bodenschicht geringer Mächtigkeit von im Mittel 7 m (Abb. 3b) mit Hilfe von Infiltrationsteichen, Brunnen und einer horizontalen Sickerrohrleitung betrieben. An verschiedenen Profilen des Geländes (Abb. 4) kann sich, je nach Flusswasserstand und Fördermenge, das geförderte Wasser aus bis zu vier ihrer Herkunft nach verschiedenen Wasserarten zusammensetzen; nämlich aus:

1. vom Gebirge zufließendem echtem Grundwasser;
2. vorgeklärtem Beckenfiltrat;
3. aufbereitetem Infiltrat der Brunnen und der Sicker-galerie;
4. — je nach Rheinwasserstand — aus Uferfiltrat.

Verfolgt man die mit den Vorgängen im Boden eintretenden Qualitätsveränderungen bei der Bildung eines künstlichen Grundwassers, so wird deutlich, dass den unbestrittenen grossen Vorzügen, die eine Bodenpassage für die Qualitätsverbesserung aufweist, möglicherweise auch Nachteile gegenüberstehen, da unter Umständen Vorgänge ablaufen, die eine eindeutige *Verschlechterung* der Wasserqualität mit sich bringen. Eines muss hervorgehoben werden: ein einfaches, jederzeit und allorts gangbares Verfahren stellt die künstliche Grundwasseranreicherung *nicht* dar. Die künstliche Grundwasseranreicherung ist, sachgerecht ausgeführt, zweifellos ein ausgezeichnetes Verfahren zur Trinkwasserverbesserung oder „Schönung“. Die mancherorts erzielten hervorragenden Qualitätsverbesserungen dürfen jedoch nicht zu der Meinung verleiten, ein irgendwie beschaffenes Oberflächenwasser brauche nur einige Dutzend Meter durch irgendwie beschaffene Bodenschichten hindurchgeleitet zu werden, um es dann anschliessend schon als Grundwasser bezeichnen und damit zugleich komplizierte und teure Aufbereitungsverfahren ersparen zu können. Diese falsche Einstellung würde sich über kurz oder lang rächen. Ob eine künstliche Grundwasseranreicherung tatsächlich auf die Dauer erfolgreich ist, kann überhaupt erst nach längeren Jahren, ja sogar erst nach einem oder zwei Jahrzehnten, festgestellt werden. Betriebserfahrungen nach ein- oder zweijährigem Betrieb mögen schon interessante Erkenntnisse vermitteln, eine endgültige Bewertung, ob diese Anlage richtig betrieben wird, ist durch kurzfristig gewonnene Ergebnisse, mögen sie noch so gut sein, keinesfalls möglich.

Die Vorgänge bei der Bodenpassage

F. Scheelhaase, der Begründer des weit über die Grenzen bekannten „Frankfurter Verfahren“, stellt 1923 fest:

„Zu einer weitgehenden Umwandlung ist zweierlei erforderlich: Luft und Zeit. *Luft*, weil Sauerstoff gebraucht wird, um die in Flusswasser vorhandenen gelösten organischen Stoffe in ihre höchste Oxydationsstufe zu überführen (sie zu mineralisieren); *Zeit*, weil der Umwandlungsvorgang umso vollständiger ausfällt, je länger die Einwirkung andauert. Würde man das versickerte Wasser (Infiltrat) mit dem natürlichen Grundwasser in geschlossenem Stromfaden vereinen, d.h. in hydraulische Verbindung bringen, so befänden sich die im Infiltrat ent-

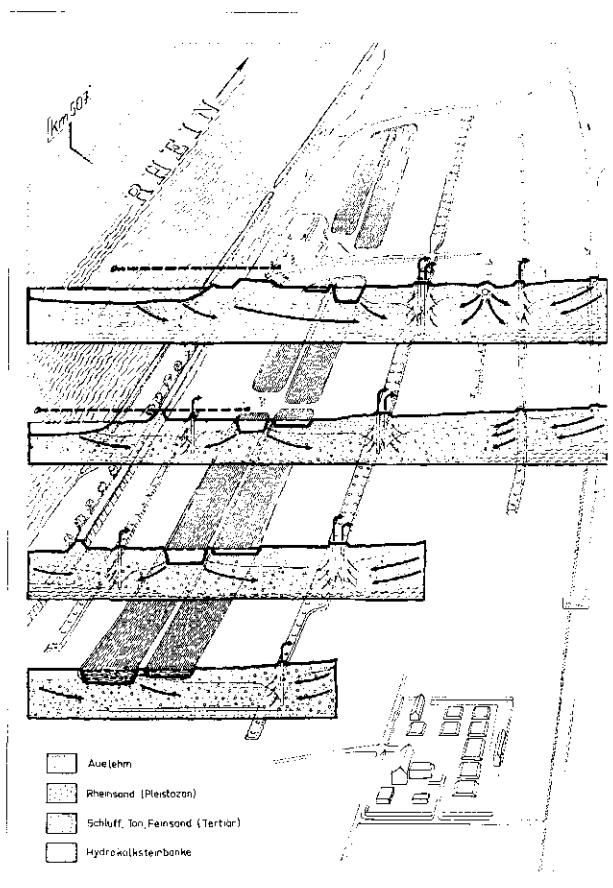
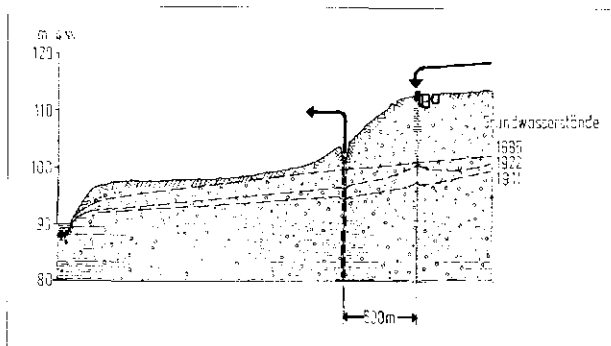


Abb. 4 - Flie遡vorgänge in vier verschiedenen Profilen der Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein (nach Haberer, 1968).

haltenen organischen Stoffe unter Luftabschluss, und es würde einer der wichtigsten Faktoren für die Hervorbringung der Umsetzung fehlen. Die geringe Sauerstoffmenge, die das Infiltrat gelöst enthält, reicht zur Oxydation grösserer Mengen organischer Stoffe nicht aus, umso weniger, als das Infiltrat sich nicht sogleich innig mit dem Grundwasser vermischt“.

Diese Tatsache erkannte Scheelhaase schon damals richtig, als er die Infiltration an einer Stelle wählte, bei der das zu infiltrierende Wasser durch eine belüftete Bodenschicht von 14 m Stärke hindurchgehen musste (Abb. 5). Scheelhaase (1923) bringt zugleich auch hier die Erklärung für die unterschiedliche Wirksamkeit einer künstlichen Grundwasseranreicherung und einer Ufer-

Abb. 5 - Infiltrationsverhältnisse bei den Frankfurter Infiltrationsversuchen (nach Scheelhaase, 1923).



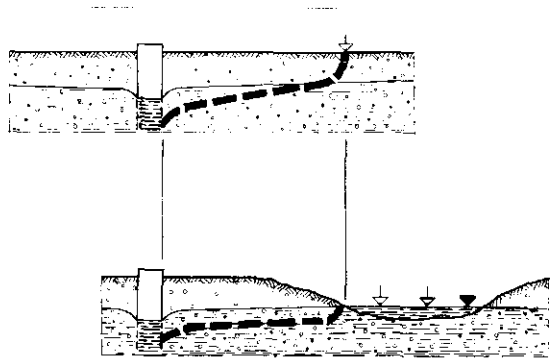


Abb. 6 - Künstliche Grundwasseranreicherung und Uferfiltration (nach Scheelhase, 1923).

filtration an Hand einfacher Darstellungen, die auf Abb. 6 wiedergegeben sind. Bei der künstlichen Grundwasseranreicherung hat das Infiltratwasser einen gleich langen Bodendurchgang wie die Uferfiltration in dem zweiten Fall. Bei der künstlichen Anreicherung findet auf der vertikalen Perkolationsstrecke durch den belüfteten Boden jedoch eine laufende Luftzufuhr statt, wogegen sich im anderen Fall ein geschlossener Grundwasserstrom bewegt, zu dem die Luft keinen Zutritt hat. Auch die längste Infiltrations-Bodenstrecke ist für eine Wasserqualitätsverbesserung unwirksam, wenn der notwendige Sauerstoff, gegebenenfalls auch in gebundener Form — als Nitrat oder Sulfat —, nicht zur Verfügung steht. Diese Tatsache wird häufig übersehen. Ein zur Infiltration gelangendes, stark verunreinigtes und damit auch stark sauerstoffzehrendes Oberflächenwasser kann durch eine Verlängerung der Aufenthaltsdauer im Boden nur dann wirkungsvoll verbessert werden, wenn ausreichend Sauerstoff vorhanden ist. Eine erforderlich werdende Vorbehandlung des Wassers lässt sich auch durch eine noch so lange Aufenthaltszeit im Untergrund nicht ersetzen.

Die Bedeutung des Sauerstoffs für den Abbau organischer Stoffe

Dass die Luftzufuhr für die Qualitätsverbesserung eine ausschlaggebende Rolle spielt, ist leicht verständlich, da die wichtigsten chemischen Vorgänge bei der Angleichung eines Oberflächenwassers an Grundwasser im oxydativen Abbau organischer Verunreinigungen, möglichst bis zur Bildung von Kohlendioxid und Wasser, bestehen. Organisch gebundene Atome, wie Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Eisen und dergleichen, müssen zu ihrer stabilsten Oxydationsstufe oxydiert werden. Derartige oxydative Abbauvorgänge verlaufen im Boden häufig mit Unterstützung von Mikroorganismen, die in erster Linie Luft-sauerstoff verbrauchen, bei dessen Fehlen aber auch mineralische Sauerstoffverbindungen, insbesondere Nitrat und Sulfat, verwerten können. Diese Verbindungen werden dabei reduziert; sie können danach selbst wiederum Anlass zu einer Qualitätsverschlechterung geben.

Für die vollständige „Mineralisierung der organischen Inhaltsstoffe des Oberflächenwassers wird unter Umständen eine Sauerstoffkonzentration benötigt, die weit über der Sättigungskonzentration liegt. Eine noch so gute Belüftung des Wassers vor der Infiltration ist dann für die erwünschten Abbauvorgänge nicht ausreichend. Ein nur teilweiser Abbau der im Wasser enthaltenen organi-

schen Substanzen kann u.U. sogar eine Qualitätsverschlechterung des Wassers mit sich bringen, da Zwischenprodukte entstehen können, die dem Wasser einen unangenehmen Geruch und Geschmack verleihen. Um dies zu verhindern, ist eine fortgesetzte Belüftung nach schon einsetzendem Abbau erwünscht, um den durch die Oxydation gezehrten Sauerstoff im Wasser zu ersetzen. Die Beladung des Wassers vor seiner Infiltration mit der Sättigungsmenge an Sauerstoff ist durch die bekannten Belüftungsverfahren, wie Verdüsung, Kaskaden und Venturibelüftung relativ leicht vorzunehmen (W. H. Frank und K. H. Schmidt 1966). Nur in den seltensten Fällen wird es jedoch möglich sein, künstliche Wasserbelüftungsmethoden nach der Infiltration anzuwenden. Eine andere Möglichkeit beruht auf der Belüftung der Bodenstrecke, die, wie im „Frankfurter Verfahren“, bei einem entsprechend grossen vertikalen Abstand des Grundwasserleiters von der Infiltrationsstelle auf natürliche Weise gewährleistet ist oder durch eine intermittierende Beaufschlagung der Infiltrationsbecken künstlich erfolgen kann. Bei der letzteren, im Ruhrgebiet angewandten Infiltrationsart werden die zahlreichen Infiltrationsbecken intermittierend, d.h. mit gewissen Ruhepausen, beschickt. Steigt der Widerstand in einem Becken über ein gewisses Mass an, so wird die Rohrwasserzufuhr abgestellt, bis das Wasser restlos im Boden versickert ist, das Becken also trockenliegt. Nach der gegebenenfalls erforderlichen Reinigung der in den Becken künstlich aufgetragenen Sandschichten durch Abschälen der obersten Schicht beginnt in diesen „offenen Langsamsandfiltern“ die Beaufschlagung von neuem. In der Regel dauert es dann einige Tage, bis die Beckenfläche restlos von Wasser bedeckt ist, da die Versickerungsleistung bei den frisch gereinigten Filtern am höchsten ist. Mit zunehmender Verschmutzung der Beckenoberfläche wird der Anstau des mit konstanter Rate zugeführten Wassers höher, die Infiltrationsgeschwindigkeit durch das allmähliche Zusetzen der Beckenoberfläche also geringer, bis dieses Becken wiederum ausser Betrieb genommen und gereinigt wird. Durch diese wechselseitige intermittierende Beschickung reichert sich der unter der Infiltrationsoberfläche gelegene Bodenkörper immer wieder mit Luft an; der nach der erneuten Beschickung des Infiltrationsbeckens einsetzende Abbauvorgang wird hierdurch verbessert. Eine noch bessere Belüftung des Bodenkörpers wird bei kürzeren Beschickungs-Intervallen

Abb. 7 - Anreicherungsbecken der Wassergewinnung Wiesbaden-Schierstein.



len, z.B. im 24-Stunden-Rhythmus, erzielt (W. H. Frank und K. H. Schmidt, 1965).

Eine derartige Infiltration über — möglicherweise sogar nur intermittierend beschickte — Flachbecken ist in erster Linie dort angebracht, wo der Boden aus relativ gut durchlässigem Material besteht. Liegen im Infiltrationsgelände jedoch feine Sande vor, die dem eindringenden Wasser einen hohen Widerstand entgegensetzen (niedriger Durchlässigkeitsbeiwert k), so muss die Infiltrationsleistung durch einen entsprechend hohen Ueberstau des Wassers in den Becken verbessert werden. Bei der dann gegebenen längeren Aufenthaltszeit im Infiltrationsbecken können schon in der Freiwasserzone, unter Mitwirkung von Mikroorganismen, Abbauvorgänge einsetzen, wobei die Besiedelung und die Belichtung der Becken eine wesentliche Rolle spielt. Eine gewisse Planktonproduktion ist in derartigen Becken durchaus erwünscht; durch die Assimilation des Planktons können in solchen Becken grosse Sauerstoffmengen gebildet werden, die sogar zu einer Uebersättigung des Wassers an Sauerstoff führen. Andererseits sollte sich die Planktonproduktion in gewissen Grenzen halten: zur Mineralisation des abgestorbenen Planktonmaterials, das sich am Boden absetzt, werden wiederum entsprechende Mengen Sauerstoff verbraucht, so dass — insgesamt gesehen — die Sauerstoffbilanz nur dann positiv wird, wenn die Algen noch vor ihrer Mineralisation dem zu *infiltrierenden* Wasser entnommen werden. Es muss also auf eine möglichst gute Reinhaltung der Beckensohle geachtet werden. Ueblicherweise werden solche Becken turnusmässig abgelassen und die Sohle dann durch Abtragen der obersten Sandschicht gereinigt. Im Wiesbadener Infiltrationswerk wird ein anderer Weg beschritten: Die Sohle der Becken (Abb. 7) wird durch einen von H. Herzberg (1965) eigens hierfür konstruierten Saugbagger während des Infiltrationsbetriebs kontinuierlich gereinigt.

Dieser Saugbagger, der auf Abb. 8 wiedergegeben ist, reinigt durch seine zweckentsprechende Konstruktion und Betriebsweise die Beckensohle praktisch Quadrat-zentimeter für Quadrat-zentimeter und führt die dabei aufgenommene Schlammmenge an die Beckenränder. Die Ergebnisse der letzten Jahre waren sehr vielversprechend, und es scheint, dass diese kontinuierliche Reinigung der Beckensohle es gestattet, die Infiltrationsleistung auch über längere Zeiten hinweg auf konstanter Höhe zu halten.

Aus den geschilderten Gründen muss natürlich auch eine Algenblüte in den Becken vermieden werden. Die bei einer Ueberproduktion zwangsläufig eintretende unvollständige Mineralisierung des abgestorbenen Planktonmaterials führt zu geruchlich und geschmacklich belastenden Zwischenprodukten, die dem Wasser eine bedeutende Qualitätsverschlechterung aufzwingen. Ob hier ein gewisser Fischbesatz regulierend wirkt, ist nicht eindeutig geklärt. Unter den Limnologen geht die Meinung, ob an derartigen Becken — wie auch an Trinkwasser-talsperren — eine Fischwirtschaft betrieben werden sollte, bis heute noch auseinander.

Die Bildung von aggressiver Kohlensäure

Die Mineralisierung des abgestorbenen Planktons am Beckengrund ist auch eine der Ursachen für eine häufig beobachtete nachteilige Begleiterscheinung der künstlichen Grundwasseranreicherung: das Auftreten von kalkaggres-



Abb. 8 - Saugbagger zur Reinigung der Beckensohle.

siver Kohlensäure in dem infiltrierten Wasser. Technologisch bildet dieser erhöhte Kohlendioxid-Gehalt im künstlich angereicherten Grundwasser wohl kaum Schwierigkeiten, da durch eine einfache nachgeschaltete Entsäuerungsstufe dieser Mangel wieder behoben werden kann. Durch die gleichzeitig stattfindende pH-Wert-Verschiebung im Wasser können jedoch die Vorgänge im Boden wesentlich beeinflusst, die Abbauvorgänge verschlechtert und unerwünschte Vorgänge im Boden hervorgerufen werden. Ist der Untergrund kalkhaltig, so tritt durch den Kohlendioxid-Ueberschuss zwangsweise eine Aufhärtung des Wassers ein, die sehr wesentlich sein kann und bei den heutigen Anforderungen an Trinkwasser zur Verwendung in einem „volltechnisierten“ Haushalt und für die Industrie als nachteilig empfunden wird. Andererseits lässt sich die Bildung von aggressiver Kohlensäure bei der künstlichen Grundwasseranreicherung nicht verhindern, ist sie doch vielmehr ein Zeichen dafür, dass die erstrebten Oxydations- und Abbauvorgänge im Boden tatsächlich stattfinden und bis zu den gewünschten Endprodukten führen. Hier gilt es, zwischen den Vor- und Nachteilen bei der Aufbereitung von Oberflächenwasser durch eine Boden-passage abzuwägen.

Die Verockerung des Bodens

Eine weitere Erscheinung macht sich häufig bei der künstlichen Grundwasseranreicherung sehr störend bemerkbar: Der Widerstand in der Infiltrationsstrecke steigt, bevorzugt im Bereich der Entnahmebrunnen, allmählich an und bewirkt dadurch eine Verringerung des Wasserdurchsatzes. Diese Erscheinung, die möglicherweise erst im Laufe mehrerer Jahre deutlich bemerkbar wird, kann den Infiltrationsbetrieb sogar zum Erliegen bringen. Häufig liegt die Ursache hierfür in der Abscheidung von Eisenoxidhydraten und — seltener — von Braunstein im Boden. Dieser Vorgang wird allgemein mit Verockerung bezeichnet, auch wenn die Ursache für die Bodenverdichtung nicht einwandfrei bekannt ist. Möglicherweise kann die Verdichtung auch von anorganischen Schweb- und Trübstoffen im Infiltratwasser hervorgerufen werden. Einer derartigen Störung sollte man allerdings rechtzeitig durch eine ausreichende Vorbehandlungsstufe, z.B. durch Feinstfiltration mit Schnellfilter, begegnen, da es keinesfalls Aufgabe einer Boden-infiltration sein darf, ein schwebestoffhaltiges, trübes Wasser zu reinigen und blank zu machen. Es ist eine

falsche Konzeption, derartige Reinigungsschritte aus rein ökonomischen Gründen in die Bodenschichten zu verlegen, die nicht mehr regeneriert werden können; derartige Aufbereitungsschritte müssen in Anlageteile gelegt werden, die technologisch zu beherrschen sind: Mikrosiebfilter oder offene und geschlossene Schnell-sandfilter. Ebenso muss durch eine geeignete Vorbehandlung vermieden werden, dass das zur Infiltration gelangende Wasser noch abscheidbare anorganische Stoffe enthält, wie z.B. Eisen (II) und Mangan (II), die bei der Oxydation im Boden ausfallen und selbst bei Spuren-mengen nach Jahren noch zu Störungen führen können. Das gleiche gilt für Wasser, die im Kohlensäureunter-schuss sind und daher zur Kalkabscheidung im Untergrund neigen. Ein vor der Infiltration behandeltes Wasser sollte daher besser im leicht kalkaggressiven als im kalk-abscheidenden Zustand in den Boden gelangen.

Doch auch ein ausreichend vorbehandeltes Wasser kann eine Verockerung des Bodens herbeiführen, wenn sich Wasser unterschiedlicher Zusammensetzung im Boden mischen. Echte Tiefgrundwässer sind oft eisen- und manganhaltig. Wird in Bodenschichten, die ein derartiges Grundwasser führen, ein sauerstoffreiches vorbehandeltes Oberflächenwasser infiltriert, so tritt in den meisten Fällen im Untergrund eine Eisen- und Manganabscheidung ein, die durch biologische Vorgänge — unter Mitwirkung von Eisen- und Manganbakterien — gefördert werden kann. In den Brunnen umgebenden Sand- und Kiesschichten finden, nachdem eine Eisenabscheidung einmal eingesetzt hat, die gleichen katalysierten Vorgänge wie bei der Enteisung statt. Dabei überwiegen häufig die biochemischen Vorgänge, da die Mikroorganismen durch die ständige Zufuhr von organischen Spurenstoffen mit dem Wasser günstige Lebensbedingungen finden. In neuerer Zeit sind intensive Untersuchungen im Gange, die Milieubedingungen für eine Brunnenverockerung eingehend zu studieren, um geeignete Vorsorge- oder Abhilfemassnahmen zu finden (U. Häslebarth und D. Lüdemann, 1967).

Ist eine Verockerung eingetreten, so müssen die Anlageteile regeneriert werden. Oft ist die Verockerung auf den unmittelbaren Bereich der Entnahmehrunden beschränkt, die sich durch geeignete Spülmethode mit Luft und Wasser regenerieren lassen, wenn man nicht die Brunnenrohre ziehen und nach der Reinigung die Kiespackung erneuern will. Wegen der leichteren Regenerierbarkeit sind Vertikalbrunnen den hydraulisch günstigen horizontalen Sickerrohrleitungen eindeutig überlegen. Verockerte Bodenschichten können durch Auflösen der Ablagerungen mit Mineralsäuren (Säuern des Bodens) und anschliessendem intensivem Abpumpen regeneriert werden. Ein weiterer Vorschlag von J. Kegel (1962), dem zu infiltrierendem Wasser durch Zufügen von Ammoniak und die dadurch bewirkte Tätigkeit nitrifizierender Bakterien im Boden die oxydierenden Eigenschaften zu nehmen und dadurch sogar eine eingetretene Verockerung rückgängig zu machen, ist im Falle der künstlichen Grundwasseranreicherung für den Dauerbetrieb weniger geeignet, da, wie schon dargelegt wurde, für die organischen Abbauvorgänge und die Mineralisation grosse Sauerstoffmengen im Infiltratwasser benötigt werden. Allseits befriedigende Methoden zur Behebung dieser Störungen gibt es bis heute noch nicht.

Die Verockerung kann auch auf gewisse Zonen des

Untergrunds beschränkt bleiben. So wurde beispielsweise berichtet, dass in speziellen Fällen die Eisenausscheidung auf die Grenzschicht zwischen dem (infolge verschiedener Temperaturverhältnisse und verschiedener Salzgehalte) sich überlagernden Grund- und Infiltratwasser beschränkt blieb und somit eine eng zusammenhängende Zone bildete, die dann eine weitergehende Vermischung zwischen dem Grund- und Infiltratwasser unterband. Ist die wasserführende Schicht mächtig genug, so kann trotz auftretender Eisenausfällungen der Infiltrationsbetrieb noch über mehrere Jahre hinweg aufrechterhalten werden.

Trotz eintretender Verockerung ist es jedoch auch möglich, dass das geförderte künstlich angereicherte Grundwasser noch gelöstes Eisen und Mangan enthält, das wiederum durch nachgeschaltete Aufbereitungsschritte, wie Belüftung und anschliessende Filtration, entfernt werden muss.

Die Qualitätsverbesserung des Wassers durch die Grundwasseranreicherung

Die entscheidende Frage bei der Grundwasseranreicherung nach der zu erzielenden Qualitätsverbesserung lässt sich nicht generell beantworten, da die Verhältnisse in den einzelnen Anlagen zu unterschiedlich sind. Die Wirkung der Bodenpassage hängt von zahlreichen Faktoren ab, besonders von den Bodenverhältnissen, wie Zusammensetzung, Durchlässigkeit und Mächtigkeit des Grundwasserleiters, ferner von der Spiegellage des echten Grundwassers, der Absenkung durch die Wasserförderung und dem Abstand zwischen Versickerung und Entnahme. Weiterhin spielt die Zusammensetzung des zu infiltrierenden Wassers sowie die Art und der Erfolg der Vorreinigung eine ausschlaggebende Rolle. Für die hydraulischen und quantitativen Verhältnisse wurden zum Teil sehr eingehende wissenschaftliche Berechnungen angestellt, z.B. über die Anlage von unterirdischen Speicherbecken (G. Marotz, 1968) und die optimale Art der Bewirtschaftung zum Ausgleich von Qualitätsspitzen durch Speicherung und Mischung (L. Huisman, 1966).

Um die Qualitätsveränderungen bei der Bodenpassage kennenzulernen, ist in den meisten Fällen ein Versuchsbetrieb mit der Infiltrationsstrecke über lange Zeiträume, möglichst mehrere Jahre, erforderlich. Scheelhaase (1923) stellte z.B. über zehn Jahre lang Vorversuche in einer Versuchs- und später in einer Betriebsanlage an, um die optimalen Anreicherungsbedingungen für die Frankfurter Verhältnisse kennenzulernen. Erfahrungen über längere Zeiträume liegen im allgemeinen schon vor, wenn bestehende ältere Grundwasseranreicherungsanlagen ausgebaut oder erweitert werden. Aber auch hier lässt sich die auf Dauer erzielbare Qualitätsveränderung des Wassers erst nach langjährigen Beobachtungen sicher ermitteln. Möglicherweise treten nach jahre- oder gar jahrzehntelangem einwandfreiem Betrieb noch Störungen auf, die durch die inzwischen veränderte Wasserbeschaffenheit verursacht sein können.

In der Literatur wurden zahlreiche Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung beschrieben, häufig mit vielen technischen Details. Eine ausführliche Zusammenstellung der technischen Daten, allerdings mit dem Stand von vor über 30 Jahren, findet sich bei F. W. Schübel (1936), eine weitere (neuere) bei K. A. Möhle (1967).

TABELLE I - Entfernung organischer Substanzen bei verschiedenen künstlichen Grundwasseranreicherungsanlagen, gemessen am Permanganatverbrauch in mg/l

Ort	Länge der Infiltrationsstrecke bzw. d. Sickerweges	organische Belastung		Reduzierung		Literatur
		vor der Infiltration	nach der Infiltration	absolut	prozentual	
Leiden (Dünen)	140 m (90 Tage)	63	26	37	59 %	J. K. Baars, 1957
Basel	400 m (40-60 Tage)	19,3	3,4	15,9	82 %	A. Casati u. E. Merkofer, 1965
Krefeld*)	50-80 m (14-17 Tage)	16,1	5,5	10,6	66 %	W. Czerwenka u. K. Seidel, 1965
Görlitz	30 m	25	11	14	55 %	H. Löffler, 1967
Wiesenburg	5,0 m o. Vorbeh.	110	11	99	90 %	
	m. Vorbeh.	20	10	10	50 %	
Wiesbaden-Schrierstein	200 m (50 Tage) o. Vorbeh.	27	8,8			K. Haberer, 1968
	m. Vorbeh.	12				

*) angegeben ist „Organische Substanz in mg/l“.

Leider sind quantitative Angaben über die *Qualitätsveränderung* bei der Bodenpassage nur selten zu finden. Bei starken Schwankungen der Zusammensetzung des zu infiltrierenden Wassers ist es schwierig, die zur quantitativen Beurteilung der Qualitätsverbesserung benötigten repräsentativen Analysewerte anzugeben. Weiterhin sind die Anteile der einzelnen Wasserarten — Infiltratwasser und echtes Grundwasser — häufig nicht genau bekannt und auch grossen Schwankungen unterworfen, die eine Aussage über die Qualitätsveränderung auf der Infiltrationsstrecke verhindern. Am sichersten lässt sich die Qualitätsveränderung beim Bodendurchgang durch Probebohrungen verfolgen, die mit wachsendem Abstand von der Infiltrationsstelle so angelegt sind, dass sie mit Sicherheit den infiltrierten Wasserstrom erfassen. Die Fließdauer lässt sich durch Markierung des Infiltratwassers ermitteln. Scheelhaase konnte so feststellen, dass schon in 20 m Entfernung hinter der Versickerungsstelle das infiltrierte Wasser bakteriologisch einwandfrei war, nach einer Fließstrecke von 75 m, die einer Aufenthaltszeit von 140 Tagen entspricht, die Temperatur der des Grundwassers angeglichen war und in 100 m Entfernung, bei einer Fließdauer von 190 Tagen, war schliesslich der Geruch und Geschmack des Ausgangswassers völlig beseitigt. Die Angaben gelten natürlich nur für diese spezielle Anlage. Durch eine andere Bodenstruktur kann in anderen Anreicherungsanlagen die Abhängigkeit der Aufenthaltsdauer von der Entfernung und damit auch der erzielte Aufbereitungserfolg völlig anders liegen. Die nachfolgenden Ausführungen können daher nur zeigen, welche Aufbereitungseffekte sich üblicherweise und unter optimalen Bedingungen erzielen lassen.

Die Mineralisation der organischen Inhaltsstoffe

Die Beseitigung der schwerer abbaubaren organischen Verunreinigungen des Wassers stellt eine der Hauptaufgaben der künstlichen Grundwasseranreicherung dar. Diese Stoffe, die sich häufig geruchs- und geschmacksbildend auswirken, werden üblicherweise in der Wasserwerkspraxis durch die Oxydierbarkeit (Kaliumpermanganatverbrauch) summarisch erfasst. Dass diese Grösse, ebenso wie der Chemische Sauerstoffbedarf (COD), nur Richtwerte liefern kann, ist nach der Art der Bestimmung vorauszusehen. Bei der Vielzahl möglicherweise vorkommender organischer Verbindungen — herrührend von industriellen und häuslichen Abwässern sowie aus Stoffwechselprodukten des Gewässerbiotops — ist eine eingehende Identifizierung der einzelnen organischen Inhaltsstoffe und deren Veränderung bei der Boden-

passage nicht möglich. Vereinzelt finden sich die ersten wissenschaftlichen Ansätze in dem Bestreben, aussagefähigere Kenngrössen zur Beurteilung der Wasserqualität und damit der Wirksamkeit von Aufbereitungsprozessen zu erhalten. Neue chemische Analysemethoden, besonders die Methoden der Chromatographie, können bei der Identifizierung organischer Abwasserinhaltsstoffe im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen in den nächsten Jahren weiterhelfen. In jedem Fall handelt es sich um geringste Stoffkonzentrationen, die empfindlichste spurenanalytische Nachweismethoden voraussetzen.

Die Wirkung der Bodenpassage gegenüber organischen Substanzen entspricht etwa der der Langsamsandfiltration, wenn auch die erzielten Effekte wegen der grossen Mächtigkeit der zu passierenden Bodenschichten im allgemeinen noch bedeutend grösser sind. Zweifellos haben mikrobiologische Vorgänge einen wesentlichen Anteil an der Reinigungswirkung. Feinste Teilchen und auch Bakterien werden noch in Sandschichten zurückgehalten, deren Porenräume wesentlich grösser sind. Auf der Grundlage eingehender wissenschaftlicher Untersuchungen wurden verschiedene Theorien über den Ablauf dieser Reinigungseffekte, die auch zu einer Entfernung feinsten Partikel führen, aufgestellt. Hinsichtlich der theoretischen Seite der Vorgänge bei der Grundwasseranreicherung, soll auf die umfassende Arbeit von Bettaque (1958) verwiesen werden, der die Wirksamkeit der Sandschichten einem sogenannten „Intermediärkörper“ zuschreibt, der teils aus tonigen Substanzen, teils aus biologischem Material bestehen soll und sich in den Sandlücken einlagert. Diese „Zwischensubstanz“ lässt das reine Wasser leicht durchdiffundieren, hält aber Feinteilchen durch physikalische oder chemische Adsorption zurück. Sie ist mit Mikroorganismen besiedelt, besonders dicht an der Oberfläche der wirksamen Bodenschicht. In den Sandschichten bildet sich ferner eine spezifische Sandlückenfauna aus, die von S. Husmann

TABELLE II - Aufbereitungserfolg mit steigender Länge der Infiltrationsstrecke

	KMnO ₄ -Verbrauch in mg/l	%
Zulauf zur Infiltration	37	100
Entnahme in 30 m Entfernung	26	70
Entnahme in 95 m Entfernung	15	40
Entnahme in 250 m Entfernung	7,2	20

(1961, 1966) in mehreren Arbeiten eingehend untersucht wurde.

Diese Verhältnisse in den Bodenschichten erbringen, wenn sämtliche übrigen Voraussetzungen erfüllt sind, eine Abbauleistung gegenüber organischen Substanzen, die in rein technologischen Prozessen auch mit starken Oxydationsmitteln nur schwer zu erreichen ist. Förderlich sind hierbei natürlich auch die aussergewöhnlich langen Aufenthaltszeiten des Wassers bei der Bodenpassage.

Die Oxydierbarkeit des Wassers wird bei der Bodenpassage häufig um etwa 50 bis 70 % reduziert (Tab. I).

H. Klapper (1968) konnte zeigen, dass sich in der Grundwasseranreicherung Letzlinger Heide der Aufbereitungseffekt mit zunehmender Infiltrationsstrecke weiter erhöht (Tab. II). Bei sehr langsamen Fliessgeschwindigkeiten im Untergrund von etwa 0,3 m/Tag ergeben sich relativ lange Aufenthaltszeiten. Dennoch gleicht sich auch die Temperatur des im Boden eingeschlossenen Wassers nur zögernd an die des echten Grundwassers an.

Der für den immer weitergehenden Aufbereitungseffekt erforderliche Sauerstoff wird nach dem Aufbrauchen des freien gelösten Anteils von den im Wasser enthaltenen Nitrat- und Sulfationen geliefert und soll nach H. Klapper (1968) anschliessend sogar dem Kohlendioxid entzogen werden (Methangärung). Hierbei sind zweifellos auch biologische Vorgänge beteiligt.

Die Entnahme von Bakterien und Viren

Die hygienische Beschaffenheit des geförderten Wassers ist bei guten Infiltrationsstrecken im allgemeinen als sehr gut zu bezeichnen. Meist wird nach einer Grundwasseranreicherung mit Oberflächenwasser ein hygienisch einwandfreies Wasser gefördert; gelegentlich auftretende geringe Keimgehalte können durch eine geeignete Nachbehandlung ohne weiteres unwirksam gemacht werden.

Bei einer einwandfrei betriebenen künstlichen Grundwasseranreicherung sollte das entnommene Wasser auch vor B.Coli und coliformen Keimen weitgehend geschützt sein. Natürlich darf in der Nähe des Anreicherungsgebietes kein häusliches oder gewerbliches Abwasser versickert werden. Um Schäden zu verhindern, werden für derartige Wassergewinnungsanlagen in Deutschland üblicherweise Schutzzonen mit strengen Vorschriften über die Nutzung des Gebiets ausgewiesen. Solche Schutzzonen werden nicht nur im Hinblick auf die hygienische Gefährdung, sondern auch auf die Gefährdung durch andere zivilisatorische Einflüsse errichtet; besonders strenge Anforderungen richten sich gegen eine Verunreinigung des Bodens mit Mineralölen.

Gefährdung durch Mineralöle

Eine der grössten Gefahren für eine künstliche Grundwasseranreicherungsanlage stellt zweifellos Mineralöl dar, das auf oder in der Nähe des Infiltrationsgebietes in den Boden gelangt. Schon geringste Spuren von Mineralölen können ein Wasser geschmacklich ungeniessbar machen, und wirksame Nachbehandlungsmethoden sind — sofern überhaupt möglich — technologisch sehr aufwendig. Es ist bekannt, dass Öl in vielen Böden sehr stark festgehalten wird. Daher kann es Jahre dauern, bis eine Ölverschmutzung in das Grundwasser gelangt. Ist dies allerdings eingetreten, so gibt es über Jahre hinweg

kaum eine Abhilfe. Nicht zu unterschätzen ist auch die echte Löslichkeit der Treibstoffe im Wasser. Das echt gelöste Öl kann direkt in das Grundwasser gelangen (K. E. Oehler, 1963). Daher ist es geboten, jede Verunreinigung mit Öl von vornherein auszuschliessen oder bei eingetretenen Unfällen sofort entsprechende Gegenmassnahmen einzuleiten, die in der Abgrenzung und Beseitigung der betroffenen Bodenschichten besteht, bevor das Öl in das Grundwasser gelangen kann.

Gewisse Bakterien sind befähigt, Öl anaerob abzubauen, und zwar unter Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff. Eine sichere Beseitigung von Ölverunreinigungen ist jedoch auf diese Weise nicht möglich, zumal die Fliessvorgänge des Öls im Boden nur schwer zu erfassen und im voraus nicht zu berechnen sind. Durch Veränderung der Oberflächenspannung und der Viskosität des Wassers wird die Benetzbarkeit und damit die Adsorptionseigenschaft des Bodens verschlechtert. Die Reinigungseffekte bei der Bodenpassage werden hierdurch gestört.

Detergentien

Aehnliches gilt für Detergentien. Durch Veränderung der Oberflächenspannung und der Benetzbarkeit der Bodenbestandteile wird die Reinigungswirkung des Bodens wesentlich vermindert. Stoffe, die sonst abgeschieden oder abgebaut werden, können bei Gegenwart von Detergentien die Bodenschichten ungehindert passieren und bis zur Entnahme gelangen. Die Detergentien selbst werden nach K. Husmann (1963) durch an Sand oder Kies adsorptiv fixierte Bakterien gut abgebaut („weiche“ Detergentien bis zu 98 % schon durch ein Langsandsandfilter); die hohe organische Belastung beeinflusst jedoch die anderen Mineralisationsprozesse.

Kanzerogene Stoffe

Nach Untersuchungen von J. Borneff (1969) werden kanzerogene Stoffe durch eine einwandfreie Bodenpassage praktisch restlos entfernt. Auf Grund eingehender Untersuchungen in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein kommt Borneff (1963/1964) beispielsweise zu der Feststellung: „Im Gehalt an polycyclischen Aromaten entspricht das Schiersteiner Wasser einem natürlichen Grundwasser. Wir sind der Ansicht, dass weitere Anforderungen an die Reinheit unrealistisch sind“.

Radioaktive Stoffe

Der Boden wirkt gegenüber den im Wasser vorhandenen radioaktiven Stoffen nach O. Siegel (1961) gleichzeitig als mechanisches Filter, als Ionenaustauscher und als Fällungsreagenz. Welcher von diesen Vorgängen die Hauptwirkung ausübt, hängt in erster Linie von der Lösungsform der Radionuklide im Wasser ab. An Schwebestoffe adsorbierte oder suspendierte ungelöste radioaktive Stoffe werden — je nach der Textur des Bodens und besonders je nach dem Ton-Sand-Verhältnis — auf Grund der Filterwirkung, gelöst vorliegende radioaktive Stoffe durch die austauschenden Eigenschaften oder die im einzelnen noch nicht genau geklärten Fällungsreaktionen der Böden dem Wasser entzogen. Besonders wirksam sind hierbei tonige oder humushaltige Böden. Bei Sandböden ist die Sorptionskapazität geringer und in erster Linie vom Humusgehalt des Bodens abhängig. Bevorzugt festgehalten werden Kationen. Durch

den hohen Wasserdurchsatz kann bei der künstlichen Grundwasseranreicherung, ebenso wie bei der Uferfiltration, die Austauschkapazität des Bodens schon weitgehend erschöpft sein; daher lässt sich das Rückhaltevermögen nicht theoretisch vorhersagen. Im allgemeinen bieten grössere Bodenschichten jedoch einen guten und ausreichenden Schutz vor den meisten Radionukliden, sofern sie nicht anionisch vorliegen (W. W. Schulze, und K. Haberer, 1966).

Anorganische Spurenstoffe

Für anorganische Spurenstoffe, wie Pb, As, Cu, Cr, Ni, Zn, Hg, die eine mehr oder weniger grosse toxische Bedeutung besitzen und in einem Oberflächenwasser in erhöhtem Masse vorkommen können, gilt das gleiche wie für Radionuklide: insbesondere durch die austauschende Wirkung des Bodens werden die Spurenelemente zurückgehalten, sofern sie nicht in ähnlicher Weise wie das Eisen durch Oxydationsreaktionen im Boden ausgefällt bzw. mitgefällt werden. Spurenanalysen zeigten bei der künstlichen Grundwasseranreicherung eine weitgehende Reduzierung solcher Stoffe.

Temperatenausgleich

Eine der wichtigsten Aufgaben der künstlichen Grundwasseranreicherung ist der Temperatenausgleich des verwendeten Oberflächenwassers. Durch die klimatischen Einflüsse liegen die Temperaturen in den Oberflächengewässern Deutschlands im jahreszeitlichen Wechsel etwa zwischen 0° C und 24° C, wobei die Fliessgewässer, die Industriegebiete berühren, durch industrielle Abwässer aus Kraftwerken, möglicherweise eine noch höhere Temperatur annehmen können. Durch die Entwicklung von weiteren Kernkraftwerken sind schon in naher Zukunft für manche Fliessgewässer sogar noch wesentlich höhere Temperaturen zu erwarten. Derartige „thermisch verschmutzte“ Wasser haben für die Wasserversorgung etliche Nachteile. Abgesehen davon, dass Trinkwasser nach herkömmlicher Meinung möglichst kühl sein soll, bringen erhöhte Wassertemperaturen auch versorgungstechnische Schwierigkeiten mit sich. So ist beispielsweise auch die Gefahr einer Verkeimung im Rohrnetz bei höheren Wassertemperaturen bedeutend erhöht.

Bei einer einwandfreien Bodenpassage über ausreichende Fliessstrecken und damit über längere Zeiten hinweg tritt eine mehr oder weniger grosse Temperaturangleichung auf. Die Maxima und Minima des Temperaturverlaufs sind im künstlich angereicherten Grundwasser gegenüber dem infiltrierenden Wasser meist um eine grössere Zeitdifferenz verschoben. Zwar bewirkt der Boden selbst keine direkte Abkühlung oder Erwärmung des Wassers, denn grössere Bodenschichten wirken in nicht zu geringer Tiefe als geschlossene Systeme. Die zeitliche Verschiebung und die Vermischung von infiltriertem Oberflächenwasser mit dem in seiner Temperatur ausgeglicheneren Grundwasser bringt in der Regel eine Temperaturangleichung mit sich (L. Huisman und F. W. J. van Haaren, 1966). In der Schiersteiner Anlage schwankt beispielsweise bei Oberflächenwasser die Temperatur zwischen 0° C und 24° C, die Temperatur des geförderten künstlich angereicherten Grundwassers nur noch im Bereich zwischen 8° C und 14° C, und zwar mit einer 6- bis 8-wöchigen Verzögerung gegenüber dem Temperaturverlauf des Oberflächenwassers (s. Abb. 9). Durch längere Fliessstrecken lässt sich ein noch grösserer

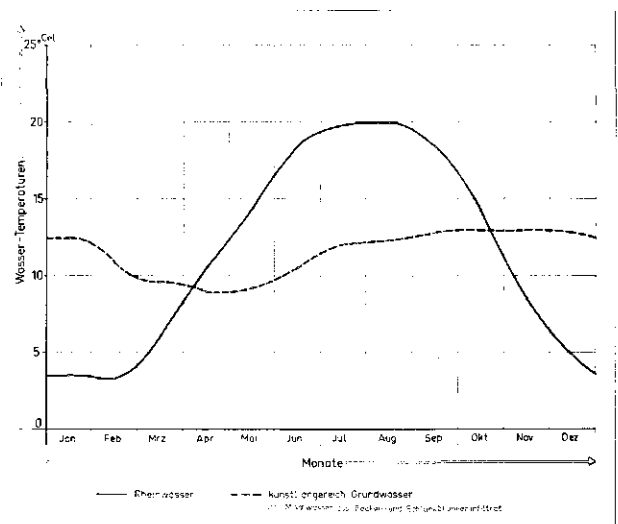
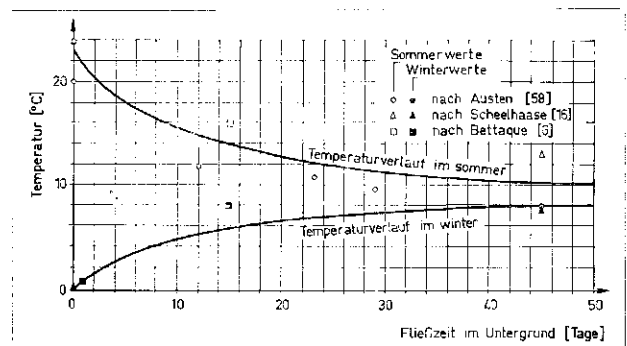


Abb. 9 - Temperaturverlauf des Rheinwassers und künstlich angereicherten Grundwassers in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein im Verlauf eines Jahres (nach Herzberg, 1965).

Temperatenausgleich erzielen, sofern die Entnahme aus so grossen Tiefen stattfindet, in denen das echte Grundwasser selbst keine wesentlichen Temperaturschwankungen mehr aufweist. Der in Abb. 10 dargestellte Verlauf der Temperaturangleichung im Sommer- und Winterhalbjahr wurde von K. A. Möhle (1967) aus den Angaben mehrerer Autoren gewonnen.

Dieser Temperatenausgleich stellt zweifellos einen Vorteil für die Wasserqualität dar; ob allerdings eine Bodenpassage nur wegen dieser Temperaturfrage vorgenommen werden sollte, kann hier nicht entschieden werden. Tatsächlich ist es kaum möglich, mit wirtschaftlichen Mitteln grosse Wassermengen zu kühlen, zumindest nicht in Zeiten, in denen eine höhere Lufttemperatur vorherrscht. Ist das Oberflächenwasser nur „thermisch“ verschmutzt, so könnte mancherorts ein gewisser Temperatenausgleich auch erzielt werden, indem in den kritischen Sommerwochen mit höheren Wassertemperaturen eine möglichst grosse Menge aus dem echten Grundwasservorrat stammendes Wasser zugemischt wird. Auf die Bodenpassage sollte dann verzichtet werden, wenn durch die im Boden ablaufenden Vorgänge eine wesentliche Qualitätsverminderung, wozu in unserer hochtechnisierten Zeit auch die Aufhärtung zu zählen ist, eintreten wird. So einfach werden allerdings die Verhältnisse,

Abb. 10 - Temperaturangleichung bei der Versickerung von Oberflächenwasser (nach K. A. Möhle, 1967).



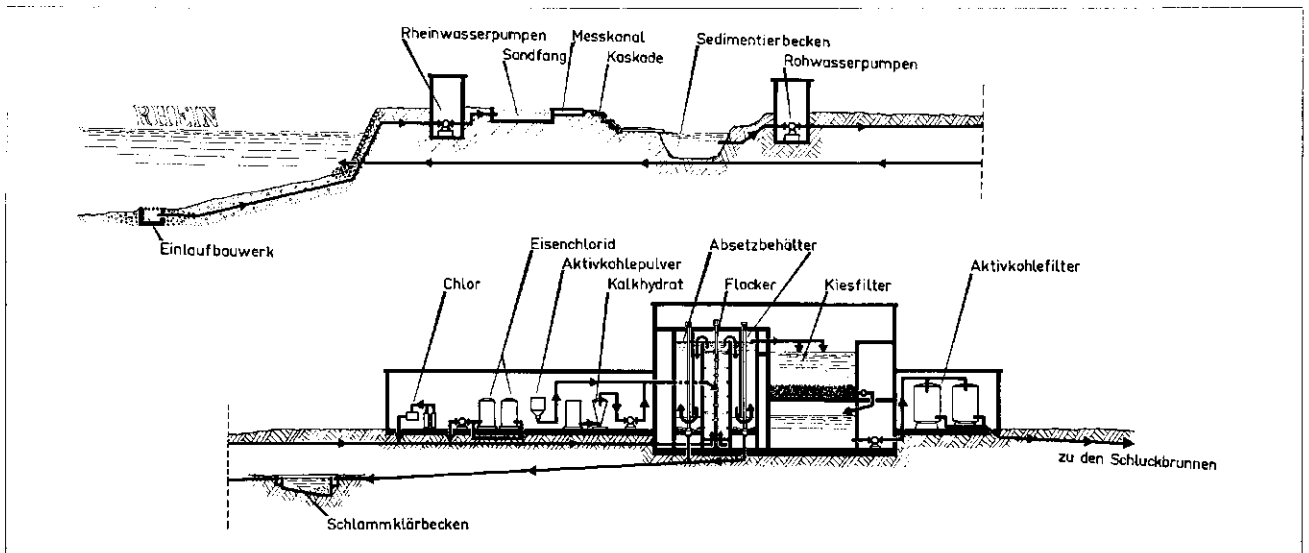


Abb. 11 - Schematische Darstellung des Aufbereitungsganges für vorgeklärtes Rheinwasser vor der Bodeninfiltration in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein.

zumindest in Mitteleuropa, nur selten liegen. Es ist kaum zu erwarten, dass ein Oberflächengewässer nur thermisch verschmutzt ist und sonst den Anforderungen für ein Trinkwasser weitgehend genügt. Andererseits ist es bei dem heutigen Stand der Aufbereitungstechnik grundsätzlich möglich, ein Oberflächenwasser gut aufzubereiten, sei es auch mit einer möglicherweise sehr aufwendigen Aufbereitung. Im Interesse der Sicherheit dürfen keine u.U. sehr kostspieligen Aufbereitungsschritte übergangen werden.

Die Wasser-Vorbehandlung

Will man bei einem stärker verschmutzten Oberflächenwasser eine Grundwasseranreicherung über längere

Zeiträume hinweg vornehmen, so ist, wie zahlreiche Beispiele zeigen, auch vor der Infiltration eine vollständige Wasseraufbereitung erforderlich. Abb. 11 zeigt den Aufbereitungsgang im Rheinwasseraufbereitungswerk Wiesbaden-Schierstein, durch den vorgeklärtes Rheinwasser vor der Infiltration — abgesehen von der Temperatur — praktisch bis zur Trinkwasserqualität aufbereitet wird. Die Bodeninfiltration dient in aufbereitungstechnischer Sicht neben dem Temperatenausgleich einzig noch einem gewissen weiteren Fortschritt der Mineralisation organischer Spurenbestandteile. Dafür muss aber, wie Tab. III zeigt, eine wesentliche Aufhärtung des Wassers sowie eine Eisen- und Manganbeladung in Kauf genommen werden. Letztere wird durch einen nachfolgenden Aufbereitungsschritt rückgängig gemacht: der Härtezuwachs stellt dagegen bis heute noch eine bleibende Qualitätseinbusse dar. (Eine zentrale Trinkwasserenthärtung in den Wasserwerken kennt man in Deutschland noch nicht).

Eine ähnlich vollständige Aufbereitung wie die Schiersteiner Anlage zeigt z.B. auch das Flusswasserentnahme- und Aufbereitungswerk in Krefeld (Abb. 12), in dem das zur Infiltration verwendete Rheinwasser vor der Beschickung von Infiltrationsbecken ebenfalls mit einer chemischen Flockung aufbereitet wird (W. Czerwenka, 1965). In ähnlicher Weise wird auch Mainwasser durch die Stadtwerke Frankfurt vor der Infiltration im Stadtwald durch Flockung vorbehandelt (K. Stadager und W. Eller, 1960).

Dass die Gesteungskosten eines derartigen Trinkwassers nicht niedrig liegen, ist nach dem geschilderten Aufwand ohne weiteres ersichtlich. Mehrfaches Pumpen verursacht erhöhte Förderkosten, die chemische Aufbereitung erbringt relativ hohe Aufwendungen für Chemikalien, Filtermaterialien (z.B. A-Kohle), besonders aber hohe Anlagen- und Personalkosten für den Betrieb und die Wartung der Anlagen. Solche Aufwendungen sind angesichts der grossen volkswirtschaftlichen Bedeutung des Wassers notwendig und in Grundwasser-Mangelgebieten einfach nicht zu umgehen. Dies muss anerkannt und klar ausgesprochen werden: die künstliche Grundwasseranreicherung darf nicht dazu „missbraucht“ werden, eine fehlende Aufbereitungsanlage zu ersetzen und

TABELLE III - Analysendaten der Rheinwasseraufbereitung und Grundwasseranreicherung im Jahre 1967*

Kenngrösse		Rheinwasser	Beckenablauf	Aufbereitetes Rheinwasser	Anreicherendes Grundwasser
Temperatur in °C	M	13,0	12,5	13,0	11,7
	S	3,5—22,6	2,8—23,3	3,0—23,3	9,8—14,2
pH-Wert	M	7,52	7,75	7,55	7,20
	S	7,32—7,78	7,52—8,06	7,27—7,76	7,00—7,31
Chloride in mg/l	M	120	116	144	111
	S	59—206	72—194	96—220	96—137
KMnO ₄ -Verbr. in mg/l	M	33	27	12,0	8,8
	S	21—46	19—38	8,3—22	4,6—11,2
Eisen, gel. in mg/l	M	0,22	0,10	O-Spuren	0,70
	S	0,1—0,5	0,06—0,15		0,45—1,1
Mangan gelöst in mg/l	M	ca. 0,04	Spuren	0	0,70
	S	0—0,12	0—0,05	0	0,5—0,8
Gesamthärte °d	M	11,3	11,3	12,8	18,1
	S	9,6—13,4	9,2—12,9	10,8—15,6	16,2—19,5
Carbonat-Härte °d	M	7,9	7,7	7,3	13,5
	S	6,3—9,2	6,3—9,1	5,8—8,5	11,6—14,6

S = Schwankungsbreite } der Wochenmittel
M = Mittelwert

*) nach K. Haberer, GWF 1968.

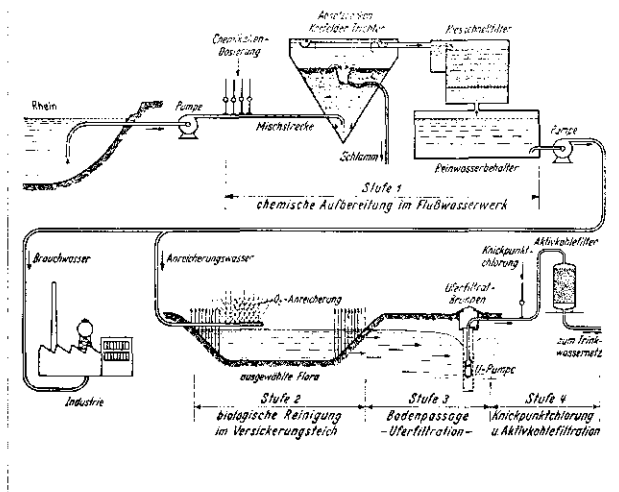


Abb. 12 - Aufbereitungsschema der Flusswasserentnahme in Krefeld.

zu einem besonders billigen Wasser zu verhelfen. Ihre Aufgabe liegt vielmehr darin, als ergänzende Aufbereitungsschritte den Abbau organischer Inhaltsstoffe weiterzuführen und die für alle Bereiche des menschlichen Lebens erforderliche Wasserversorgung durch eine geschützte Vorratshaltung so sicher wie möglich zu machen.

Literatur

Baars, J. K., *Erfahrungen bei der künstlichen Gewinnung von Grundwasser*. In: DVGW-Broschüre „Das Oberflächenwasser in der Wasserversorgung“, Wasserfachliche Aussprachetagung 1957.

Bettaque, R. H. G., *Studien zur künstlichen Grundwasseranreicherung*. Veröffentl. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft d. TH Hannover, Heft 2. Eigenverlag, Hannover 1958.

Borneff, J., *Gutachten über den Wirkungsgrad des Rheinwasser-aufbereitungswerkes Wiesbaden-Schierstein*. Mainz 1963/1964.

Borneff, J., *Die Entfernung kanzerogener, polyzyklischer Aromaten bei der Wasseraufbereitung*. Gas- und Wasserfach 110, S. 29-34 (1969).

Casati, A. und Merkofer, E., *Grundwasseranreicherung in der Muttenzer Hard (bei Basel)*. Gas- und Wasserfach 106, S. 142-147 (1965).

Czerwenka, W. und Seidel, K., *Neue Wege einer Grundwasseranreicherung in Krefeld*. Gas- und Wasserfach 106, S. 828-833 (1965).

Frank, W. H. und Schmidt, K. H., *Biologische Studien zur Weiterentwicklung der künstlichen Grundwasseranreicherung*. Gas- und Wasserfach 106, S. 565-569 (1965).

Frank, W. H. und Schmidt, K. H., *Belüftungselemente bei der Langsandsfiltration zur künstlichen Grundwasseranreicherung*. In: „Die Künstliche Grundwasseranreicherung“. Veröffentl. Hydrol. Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG., Nr. 9, Dortmund 1966.

Gandenberger, W., *Grundlagen der Grundwasseranreicherung*. Gas- und Wasserfach 91, S. 142-149 (1950).

Haberer, K., *Erfahrungen mit der künstlichen Grundwasseranreicherung in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein*. Gas- und Wasserfach 109, S. 636-640 (1968).

Hässelbarth, U. und Lüdemann, D., *Die biologische Verockerung von Brunnen durch Massenentwicklung von Eisen- und Manganbakterien*. „Bohrtechnik-Brunnenbau-Rohrleitungsbau“ 18, S. 363-368 und S. 401-406 (1967).

Herzberg, H., *Die Grundwasseranreicherungsanlagen im Wasserwerk Wiesbaden-Schierstein*. Gas- und Wasserfach 106, 617-625 (1965).

Huisman, L., *Durchflussbecken für die künftige Trinkwasserversorgung der Niederlande*. In: „Die künstliche Grundwasseranreicherung“, Veröffentl. d. Hydrol. Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG., Nr. 9, Dortmund 1966.

Huisman, L. und Haaren, F. W. J. van, *Treatment of Water before Infiltration and Modification of its Quality during its Passage Underground*. Special Subject Nr. 3, IWSA-Congress, Barcelona 1966.

Husmann, S., *Filtersandschichten in Grundwasseranreicherungsanlagen als künstliche Biotope aquatiler Substratorganismen*. Abh. Braunsch. Wiss. Gesellschaft 13, S. 163-181 (1961).

Husmann, S., *Die Organismengemeinschaften der Sandlückensysteme in natürlichen Biotopen und Langsandsfiltern*. In: „Die künstliche Grundwasseranreicherung“. Veröffentl. d. Hydrol. Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG., Nr. 9, Dortmund 1966.

Husmann, K., *Beitrag zur Frage des Abbaues von Detergentien bei der Langsandsfiltration*. Veröffentl. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 12, Eigenverlag, Hannover 1963.

Kegel, J., *Die Entfernung von gelöstem Sauerstoff aus zu infiltrierendem Oberflächenwasser*. Gas- und Wasserfach 103, S. 396-397 (1962).

Klapper, H., *Ergebnisse chemischer Untersuchungen bei der Inbetriebnahme des unterirdischen Wasserspeichers in der Letzlinger Heide*. „Fortschritte der Wasserchemie“, Heft 9, S. 177-198. Berlin (1968).

Löffler, H., *Technologie und Wassergüteverbesserung bei der Grundwasseranreicherung*. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 17, S. 351-354 und S. 376-381 (1967).

Marotz, G., *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund*. Mitteilungen Inst. f. Wasserwirtschaft, Grundbau und Wasserbau d. Univ. Stuttgart, Heft 9, Eigenverlag, Stuttgart 1968.

Möhle, K. A., *Die Versickerung von Oberflächenwasser mittels offener Anreicherungsbecken*. Veröffentl. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft d. TH Hannover, Heft 26, Eigenverlag, Hannover 1967. Siehe auch: Beitrag zur Trinkwassergewinnung durch künstliche Grundwasseranreicherung. Städtehygiene 18, S. 6-11 (1967).

Oehler, K. E., *Wirkung und Bedeutung der Bodenpassage für die Reinigung von Oberflächenwasser*. Schriftenteihe des Vereins f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 21, S. 26-40. G. Fischer Verlag, Stuttgart 1963.

Scheelhase, F., *Wasserversorgung mit Flusswasser oder mit künstlich erzeugtem Grundwasser*. Gesundheits-Ing. 46, S. 461-464 (1923).

Schübel, F. W., *Die hygienische Untersuchung und Beurteilung der künstlichen Grundwasseranreicherung*. Arch. Hyg. 116, S. 321-364 (1936).

Schulze, W. W. F. und Haberer, K., *Das Verhalten von Radionukliden im Boden*. Jahrbuch „Vom Wasser“ 1965, 32, S. 69-127 (1966).

Siegel, O., *Kontamination der Böden und Pflanzen*. BMA-Schriftenreihe „Strahlenschutz“ Bd. 18, S. 78-86. München: Gersbach u. Sohn Verlag 1961.

Stadler, K. und Eller, W., *Die Mainwasseraufbereitungsanlage der Stadtwerke Frankfurt a. Main*. Oesterreichische Wasserwirtschaft 12, S. 198-204 (1960).

Task Group Report: *Purposes of Artificial Recharge*. Journ. AWWA 52, S. 1315-1318 (1960).