

# 深层承压含水层人工回灌条件下 地下水中硝酸根的衰减

武显仓<sup>1,2</sup>, 赵琪<sup>1,2</sup>, 桓颖<sup>1,2</sup>, 张文静<sup>1,2</sup>

1. 吉林大学环境与资源学院, 长春 130021
2. 吉林大学水资源与环境研究所, 长春 130021

**摘要** 收集了某地深层承压含水层人工回灌从2012年8月13日至2013年1月16日的水质数据,研究了回灌过程中地下水中 $\text{NO}_3^-$ 的衰减。在深层承压含水层中,硝酸根的衰减主要受反硝化作用的影响。讨论了pH值、电子供体、温度、溶解氧等影响因素,结果表明,在本次回灌过程中,pH值、电子供体对 $\text{NO}_3^-$ 的衰减基本没有影响,硝酸根衰减主要受到地下水水温及溶解氧的影响。回灌过程中,由于地下水水温逐渐下降,溶解氧质量浓度逐渐上升, $\text{NO}_3^-$ 衰减半衰期经历了一个先保持稳定而后迅速上升的过程。

**关键词** 地下水;人工回灌;硝酸根

**中图分类号** P641.3

**文献标志码** A

**doi** 10.3981/j.issn.1000-7857.2015.04.004

## Attenuation of nitrate in a deep confined aquifer during artificial recharge process

WU Xiancang<sup>1,2</sup>, ZHAO Qi<sup>1,2</sup>, HUAN Ying<sup>1,2</sup>, ZHANG Wenjing<sup>1,2</sup>

1. College of Environment and Resources, Jilin University, Changchun 130021, China
2. Institute of Water Resources and Environment, Jilin University, Changchun 130021, China

**Abstract** In recent years, excessive exploitation of groundwater has caused many environmental, geological and ecological problems, so artificial recharge has been adopted in many places. However, whether artificial groundwater recharge will lead to negative effects on groundwater environment needs further research. In this study, water quality data was collected from August 13, 2012 when the recharge began, to January 16, 2013 to study attenuation of nitrate in a deep confined aquifer during artificial recharge process. In this deep confined aquifer, the attenuation of nitrate was dominated by denitrification. The pH, electron donor, temperature, and dissolved oxygen (DO) which can affect denitrification were studied. The results showed that the pH and electron donor had basically no influence on nitrate attenuation, which was mainly influenced by water temperature and DO in this study. During the recharge process, because of decrease of water temperature and increase of DO, the half-life of nitrate increased rapidly after a stable period.

**Keywords** groundwater; artificial recharge; nitrate

由于过量开采地下水,中国许多地区出现了地面沉降、塌陷、地裂缝、咸水入侵等环境问题,对此人工回灌作为一种有效的方法得到利用<sup>[1]</sup>。虽然人工回灌技术的发展可以缓解水资源短缺和环境地质恶化等问题,但是人工回灌的实施是

否会对地下水环境质量产生负面影响,已成为目前人工回灌技术发展的重要瓶颈<sup>[2]</sup>。

人工回灌过程中由于回灌水源的溶解氧(DO)、pH值、温度等环境要素特征与原地下水存在差异,导致地下含水层介

收稿日期:2014-11-25;修回日期:2015-01-16

基金项目:国家自然科学基金项目(41472215)

作者简介:武显仓,硕士研究生,研究方向为水文地球化学,电子信箱:wuxiancang@outlook.com;张文静(通信作者),副教授,研究方向为水文地球化学,电子信箱:zhangwenjing80@hotmail.com

引用格式:武显仓,赵琪,桓颖,等.深层承压含水层人工回灌条件下地下水中硝酸根的衰减[J].科技导报,2015,33(4):28-32.

质中的环境要素特征发生改变,进而影响地下水水质。其中,硝酸盐会诱发人体产生一系列的疾病,受环境要素特征变化影响较大,因此研究人工回灌过程中硝酸盐的衰减对回灌工作有一定意义。

### 1 回灌概况

本次研究回灌区占地面积约 75000 m<sup>2</sup>。回灌场地布置有监测井 10 口(J1~J10),回灌井 1 口,各监测井的平面布置以回灌井为中心,分别为近南北向和近东西向排列,回灌井与监测井间距按自然对数等间距原则布置,其中南北向观测井布置近似垂直于地下水等水位线。近南北向为 7 口监测井(J4~J10),距离回灌井最远为 475 m;近东西向为 3 口监测井(J1~J3),距离回灌井最远为 139 m。近南北向分布的监测井距离西侧河流约 10~15 m,近东西向分布的监测井距离南侧河流约 5~10 m。监测井与回灌井成井位置保持一致,即监测井的滤水管埋设位置与回灌井一致(图 1)。

本次回灌的目标含水层为第 IV 承压含水层。该含水层为第四纪冲积含水层,岩性为砾石、中粗砂、细砂,富水性 3000~5000 m<sup>3</sup>/d。第四承压含水层厚约 50 m,深度约 170 m,

其上部 and 下部均有稳定隔水层,使其与上下含水层之间的水力联系微弱(图 2)。第四承压含水层地下水流向总体上由北到南,水位约 25 m,水力梯度约为 0.03%(图 1)。

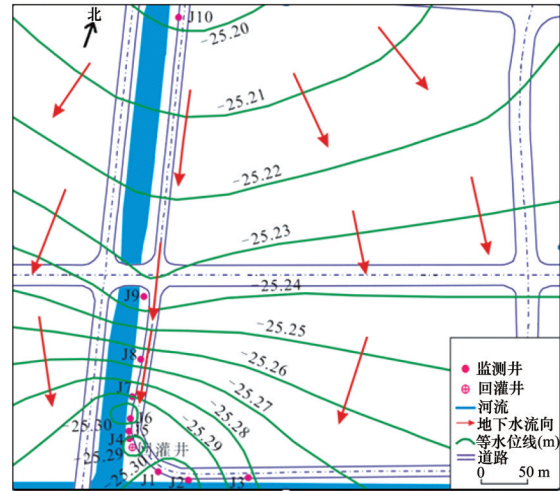


图 1 回灌井、监测井位置和回灌区初始流场  
Fig. 1 Recharge well, monitoring well position and initial groundwater flow field of the recharge field

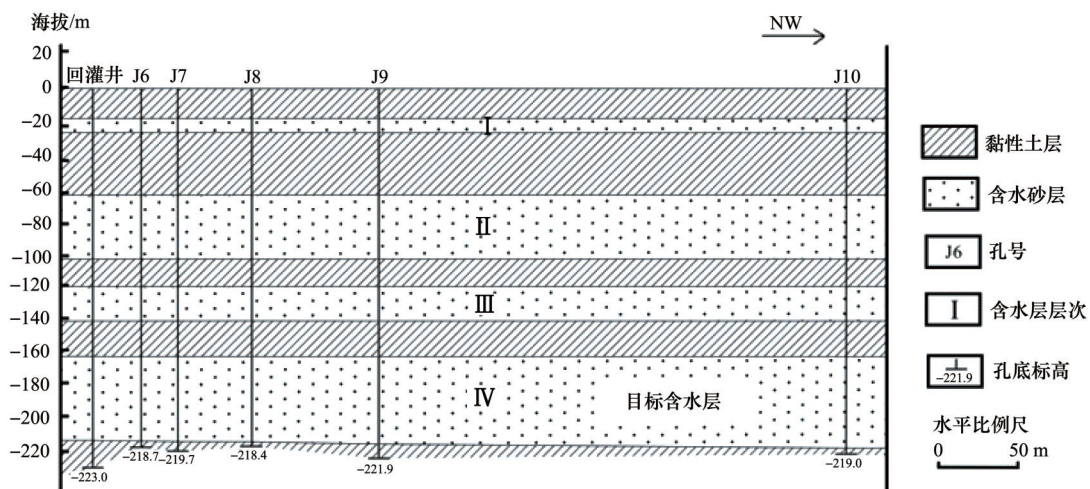


图 2 回灌场地水文地质剖面  
Fig. 2 Geological cross-section of the recharge field

回灌始于 2012 年 8 月 13 日,样品采集及数据收集至 2013 年 1 月 16 日,截至数据收集完成后,回灌工作仍在断续进行。在收集到数据的时间段内,回灌水源的水温变化比较大(图 3),由最开始的接近 30℃,逐渐下降到 6℃左右,回灌时间由夏季进入到冬季,回灌水源为地表水,水温受季节影响较大。

自回灌开始前 7 d,回灌流量在 420 m<sup>3</sup>/d 左右浮动,从第 8 天开始,回灌流量增加到 840 m<sup>3</sup>/d,回灌并未出现涌水现象,说明该回灌流量下的回灌可行,并按照此流量继续回灌。回灌压力约为 2150 kPa。

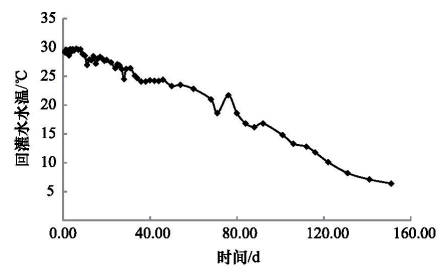


图 3 回灌开始后回灌水源水温变化  
Fig. 3 Variation of recharge water temperature during the recharge process

回灌水源和原地下水水质差别明显(表1)。回灌水源有较高的温度,溶解氧(DO)、硝酸根的质量浓度也较高,总有机

碳(TOC)质量浓度约为地下水中的2倍。这些因素会造成回灌水源中微生物的含量较高。

表1 回灌水源和原始地下水水质参数

Table 1 Composition of the source water and ambient groundwater

水质参数	温度/°C	pH值	$\rho_{\text{DO}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	氧化还原电位/ mV	$\rho_{\text{Cl}^-}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\rho_{\text{SO}_4^{2-}}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\rho_{\text{NH}_4^+}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\rho_{\text{NO}_3^-}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\rho_{\text{TOC}}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
回灌水源	26.0±2.5	7.70±0.20	5.00±3.30	562±27	24.5±4.2	37.5±5.5	0.16±0.03	8.10±1.60	1.21±0.06
原地下水	22.6±2.3	7.77±0.01	0.36±0.02	52±5	312.0±2.6	13.9±0.9	0.19±0.03	<0.05	0.57±0.03

## 2 回灌过程中的硝酸根转化

在地下水环境中,阻滞作用会影响物质的迁移,包括物质的迁移速度、滞留时间等,进而影响物质的衰减转化。但对硝酸根,虽然在一些存在低结晶矿物的土壤中,由于存在表面电荷会吸附硝酸根离子,但阻滞作用对硝酸根的影响尚未被证明<sup>[3,4]</sup>。除阻滞作用外,硝酸根可被氧化还原反应还原为 $\text{N}_2$ ,但在地下水中,氧化还原反应对硝酸根衰减的影响十分有限。反硝化作用是控制硝酸根衰减的主要因素<sup>[5]</sup>。

反硝化作用指微生物在少量或微量氧存在的条件下,将 $\text{NO}_3^-$ 还原为气态 $\text{N}_2$ 的过程<sup>[6]</sup>。在溶解氧质量浓度较少的饱水带和承压水中,硝酸盐反硝化过程中脱氮路径如下: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ 影响地下水中反硝化作用的因素主要有pH值、电子供体、温度、氧化还原条件。由表1可见,回灌水源与地下水的pH值相差不大,回灌过程中pH

值变化也很小,对反硝化作用的影响也很小。

### 2.1 电子供体

地下水中可利用的常见的电子供体有有机碳(包括可溶性有机碳及非可溶性有机碳)及还原性离子( $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{S}^{2-}$ 等)<sup>[7]</sup>。电子供体在反硝化作用中主要是提供电子将 $\text{NO}_3^-$ 还原,在此过程中释放能量供微生物利用。

在本次回灌过程中,可表征有机碳变化的 $\rho_{\text{TOC}}$ 如图4所示,可以看出, $\rho_{\text{TOC}}$ 在回灌进行5 d就基本稳定在1.35 mg/L,即 $\rho_{\text{TOC}}$ 在回灌进行中对于反硝化作用的影响不大。同样,在回灌过程中, $\text{Fe}^{2+}$ 的质量浓度( $\rho_{\text{Fe}^{2+}}$ )在回灌进行第3天后就一直维持在0.06 mg/L左右,同样对反硝化作用的影响不是很大;而 $\text{S}^{2-}$ 在本次回灌过程中并未检出,所以还原性离子对于本次回灌过程中的影响可以忽略。综上,在本次回灌过程中,电子供体对于反硝化作用的影响可以忽略。

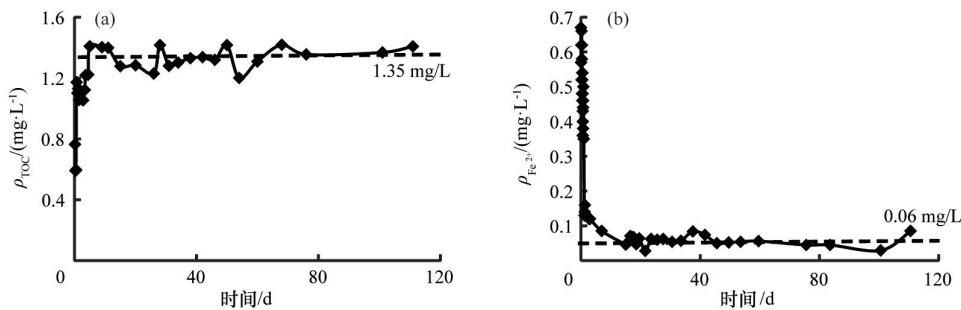


图4 回灌开始后J4中 $\rho_{\text{TOC}}$  (a)和 $\rho_{\text{Fe}^{2+}}$  (b)变化

Fig. 4 Variation of  $\rho_{\text{TOC}}$  (a) and  $\rho_{\text{Fe}^{2+}}$  (b) at J4 during the recharge process

### 2.2 温度

由图5可见,随着回灌的进行,J4中地下水的水温在前20 d呈现缓慢上升趋势,之后呈现下降趋势,这是因为回灌试验开始时间为8月上旬,该地区为全年气温最高时期,平均气温约为30.5°C,而原始地下水温度约为23.0°C,所以在回灌过程的初期(前20 d),受气温影响,地下水温度逐渐升高后保持稳定,随着回灌过程的进行,该地区逐渐进入秋季,9月和10月平均气温分别为25.8°C和18.6°C,而回灌水源为地表水,进入回灌目的含水层后与地下水混合使地下水温度缓慢下降。

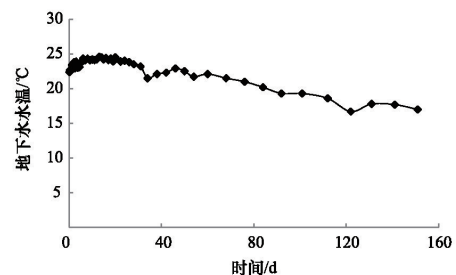


图5 回灌开始后J4中地下水水温变化

Fig. 5 Variation of groundwater temperature at J4 during the recharge process

反硝化微生物活动适宜的温度范围为2~50℃,最适宜温度一般在25~35℃之间<sup>[8]</sup>。高温和低温都能抑制硝化作用的进行,一般自养硝化作用在0~40℃都能发生;异养硝化作用可在较高的温度下进行。反硝化作用最合适的温度为20~35℃,随温度的降低,反硝化速率明显变小。在本次回灌中,地下水水温一直低于25℃,并在20 d后随着回灌的进行水温逐渐降低,这都会降低反硝化作用反应速率。

### 2.3 溶解氧

由图6可以看出,在回灌进行的前90 d内,溶解氧质量浓度( $\rho_{DO}$ )呈现逐渐上升趋势,上升缓慢。而地下水中 $\rho_{DO}$ 在0.36 mg/L左右,回灌水源的 $\bar{\rho}_{DO}$ 在5.0 mg/L左右,可以推测,在回灌水由回灌井向J4运动的过程中,地下水中发生了氧化还原反应,使地下水中的 $\rho_{DO}$ 上升缓慢。在90 d后, $\rho_{DO}$ 上升幅度明显变快,主要是由于原地下水中的还原性物质大部分被消耗殆尽,氧化还原反应减弱, $\rho_{DO}$ 上升加快。这也与图4中 $\rho_{Fe^{2+}}$ 先迅速下降,而后保持低浓度相一致。

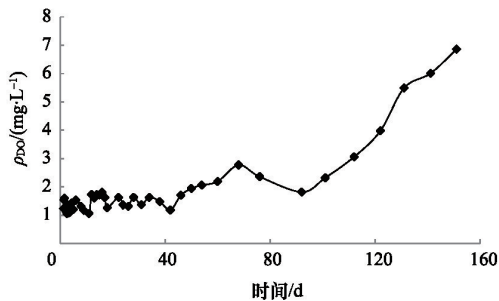


图6 回灌开始后J4中地下水 $\rho_{DO}$ 变化

Fig. 6 Variation of  $\rho_{DO}$  at J4 during the recharge process

反硝化作用速率与 $\rho_{DO}$ 成负相关关系,因为DO在反硝化细菌细胞的代谢过程中可与 $NO_3^-$ -N竞争成为电子受体,限制反硝化作用的进行。在 $\rho_{DO} < 0.2$  mg/L条件下,反硝化速率最为理想;Gillham等<sup>[9]</sup>经过野外调查,并统计分析发现,地下水环境中反硝化作用的 $\rho_{DO}$ 上限为2.0 mg/L;但Desimone等<sup>[10]</sup>通过对地下水污染羽监测分析发现, $\rho_{DO}$ 在2~6 mg/L条件下仍然存在反硝化作用,但速率很低。在本次回灌过程中,地下水中 $\rho_{DO}$ 在1.5 d后一直维持在 $>1$  mg/L的水平,并在前90 d内变化不大,反硝化作用既没有被完全抑制也不能达到在 $\rho_{DO} < 0.2$  mg/L时的理想速率;在90 d后 $\rho_{DO}$ 迅速上升,并很快超过了6 mg/L,在这段时间内,反硝化作用会受到抑制,硝酸根的衰减速率明显下降。

### 2.4 $NO_3^-$ 衰减速率

由于分子扩散和稀释作用,回灌水源进入地下环境中后会先与原地下水发生混合作用,因此,本研究中首先讨论混合作用的影响。

Cl<sup>-</sup>是典型的保守离子,在回灌过程中保持稳定,不会发生化学变化使其价态和质量发生改变,故可用Cl质量守恒即根据回灌水输入的Cl质量浓度( $\rho_{Cl^-}$ )与地下水中Cl质量浓度间的关系来反求回灌过程中回灌水所占比例 $f(t)$ :

$$f(t) = \frac{\rho_1(t) - \rho_{1amb}}{\rho_{1inj} - \rho_{1amb}} \quad (1)$$

式中, $\rho_1(t)$ 、 $\rho_{1inj}$ 分别为在时间 $t$ 地下水中的Cl质量浓度及回灌水中Cl质量浓度, $\rho_{1amb}$ 为初始地下水中Cl质量浓度,mg/L。

在假设只有混合作用的影响下,利用公式(1)可以计算在任意时间内, $NO_3^-$ 的质量浓度:

$$\rho_{2sum} = f(t)(\rho_{2inj} - \rho_{2amb}) + \rho_{2amb} \quad (2)$$

式中, $\rho_{2sum}$ 、 $\rho_{2inj}$ 、 $\rho_{2amb}$ 分别为在时间 $t$ ,假设仅在混合作用影响下,地下水中的 $NO_3^-$ 质量浓度、回灌水中 $NO_3^-$ 质量浓度及初始地下水中 $NO_3^-$ 质量浓度,mg/L。

若假设 $NO_3^-$ 的衰减符合一级反应,则 $NO_3^-$ 的衰减速率方程为

$$\rho(t) = \rho_0 \exp(-kt) \quad (3)$$

式中, $k$ 为衰减速率, $d^{-1}$ ; $\rho(t)$ 为在时间 $t$ 时 $NO_3^-$ 质量浓度, $\rho_0$ 为初始 $NO_3^-$ 质量浓度,mg/L。

在不考虑混合作用时,地下水流系统中,地下水在由点1向点2的运移中, $t$ 可以表示为 $t=x/v$ , $x$ 为点1至点2的距离, $m$ ; $v$ 为地下水平均流速,m/d;则公式(3)可以转化为

$$\rho(t_2) = \rho(t_1) \exp(-k) \frac{x}{v} \quad (4)$$

式中, $\rho(t_1)$ 为 $NO_3^-$ 在点1、 $t_1$ 时刻的质量浓度, $\rho(t_2)$ 为 $NO_3^-$ 在点2、 $t_2$ 时刻的质量浓度,并且 $t_1$ 、 $t_2$ 满足 $t_2 - t_1 = x/v$ ,则公式(4)可进一步转化为

$$k = -\frac{x}{v} \ln \frac{\rho(t_2)}{\rho(t_1)} \quad (5)$$

计算得的 $k$ 值即为由点1至点2运移过程中 $NO_3^-$ 的平均衰减速率。

考虑到混合作用的影响,若假设 $f(t_1)$ 为在点1、 $t_1$ 时刻的混合比例, $f(t_2)$ 在点2、 $t_2$ 时刻的混合比例;且由表1可知,在原地下水中硝酸根质量浓度基本为零,即公式(1)中 $\rho_{1amb}=0$ 。则利用公式(1)可得:

$$\rho_{1inj} = \frac{\rho(t_1)}{f(t_1)} \quad \rho_{2inj} = \frac{\rho(t_2)}{f(t_2)} \quad (6)$$

式中, $\rho_{1inj}$ 、 $\rho_{2inj}$ 分别为在只有混合作用的情况下,要在点1、 $t_1$ 时刻达到质量浓度 $\rho(t_1)$ ,在点2、 $t_2$ 时刻达到 $\rho(t_2)$ 时所需要的回灌水源中硝酸根的质量浓度。

又因为 $t_2 - t_1 = x/v$ ,所以 $\rho(t_1)$ 、 $\rho(t_2)$ 可以理解为回灌水源中硝酸根质量浓度为 $\rho_{1inj}$ 时,同时考虑混合作用和衰减,在点1、 $t_1$ 时刻,点2、 $t_2$ 时刻所分别达到的实际质量浓度;并且,在只有混合作用时,回灌水源中硝酸根质量浓度为 $\rho_{2inj}$ 时,也可以在点2、 $t_2$ 时刻达到质量浓度 $\rho(t_2)$ ,所以 $\rho_{1inj}$ 与 $\rho_{2inj}$ 之间的差值可以理解为在地下水由点1至点2的运动过程中的衰减量,那么(3)式可改写为:

$$\rho_{2inj} = \rho_{1inj} \exp(-k) \frac{x}{v} \quad (7)$$

代入(6)式,得:

$$\rho(t_2) = \frac{f(t_2)}{f(t_1)} \rho(t_1) \exp(-k) \frac{x}{v} \quad (8)$$

因此:

$$k = -\frac{x}{v} \ln \frac{f(t_1)\rho(t_2)}{f(t_2)\rho(t_1)} \quad (9)$$

其中,  $f(t_1)$  为在点 1、 $t_1$  时刻的混合比例,  $f(t_2)$  在点 2、 $t_2$  时刻的混合比例。

$\text{NO}_3^-$  在由点 1 至点 2 的平均半衰期( $t_{1/2}$ )为:

$$t_{1/2} = -\frac{\ln 0.5}{k} \quad (10)$$

利用公式(9)、(10)计算可得地下水在由回灌井向 J4 运动的过程中,  $\text{NO}_3^-$  衰减的平均速率及其半衰期, 在计算该速率之前应首先确定地下水由回灌井向 J4 运动时间。Cl<sup>-</sup> 是典型的保守离子, 在回灌过程中保持稳定, 不会发生化学变化使其价态和质量发生改变, 故可用 Cl<sup>-</sup> 的突破曲线来确定地下水由回灌井至 J4 的运动时间。由图 7 可以看出 Cl<sup>-</sup> 在 J4 中质量浓度达到基本平衡的时间为 9 d, 即回灌水由回灌井运动到 J4 所需要的时间为 9 d。

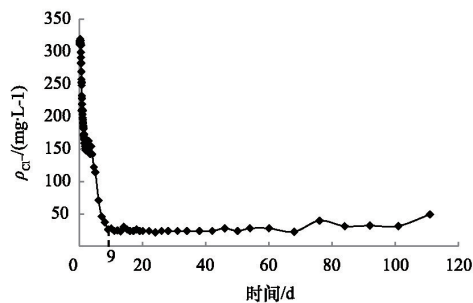


图 7 J4 中  $\rho_{\text{Cl}^-}$  变化

Fig. 7 Variation of  $\rho_{\text{Cl}^-}$  at J4 during the recharge process

利用公式(9)、(10)计算出相对应的半衰期(图 8)。由图 8 可见,  $\text{NO}_3^-$  的衰减速率大致经历了 2 个变化过程。

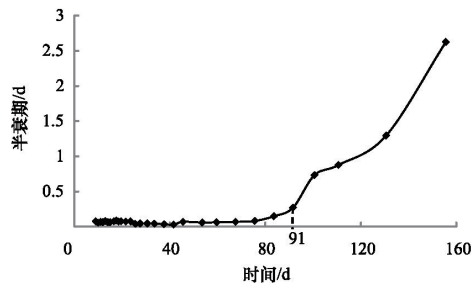


图 8 地下水在由回灌井向 J4 运动的过程中  $\text{NO}_3^-$  衰减的平均半衰期

Fig. 8 Mean attenuation rate data of nitrate expressed as half-life during groundwater movement from recharge well to J4

首先, 回灌开始后的前 91 d 内, 在此阶段内,  $\text{NO}_3^-$  半衰期基本维持在 0.5 d 以内, 并缓慢上升。主要是由于在此阶段内, 地下水水温维持在 20℃ 以上(图 5), 溶解氧的质量浓度在 2 mg/L 左右(图 6), 有利于反硝化作用的进行, 所以此阶段内  $\text{NO}_3^-$  半衰期较短。同时, 此阶段内溶解氧和温度的变化幅度不大,  $\text{NO}_3^-$  的衰减也基本维持在同一水平。

在回灌 91 d 后,  $\text{NO}_3^-$  衰减半衰期迅速上升, 由 91 d 半衰

期 0.3 d 上升到 155 d 的 2.6 d, 半衰期上升了接近 9 倍。这主要是由于在此期间内, 地下水温度逐渐下降到 20℃ 以下, 地下水中的溶解氧质量浓度迅速上升, 由 1.82 mg/L 上升到 6.86 mg/L, 上升了近 3.8 倍, 地下水环境逐渐不适宜于反硝化作用的进行, 反硝化作用速率减慢,  $\text{NO}_3^-$  半衰期延长。在此段时间内, 地下水水温下降速度与前一阶段基本一致, 而溶解氧质量浓度上升迅速与  $\text{NO}_3^-$  半衰期迅速延长趋势相一致, 故溶解氧质量浓度的上升对反硝化作用的抑制起着主导作用。

### 3 结论

在本次深层承压含水层的地下水回灌过程中, 硝酸根质量浓度变化主要受到反硝化作用的影响。而反硝化作用的强弱主要受到地下水水温、地下水中溶解氧质量浓度的影响。

在回灌的前 91 d 内, 反硝化作用速率较高, 且保持相对稳定, 主要是由于此时地下水水温较高且保持相对稳定, 地下水中溶解氧质量浓度较低并保持相对稳定。在 91 d 后, 反硝化作用迅速减弱, 主要是由于地下水中溶解氧质量浓度迅速上升, 不利于反硝化细菌的活动, 造成反硝化作用速率下降,  $\text{NO}_3^-$  半衰期变长。

### 参考文献(References)

- [1] 李恒太, 石萍, 武海霞. 地下水人工回灌技术综述[J]. 中国国土资源经济, 2008, 21(3): 41-42.  
Li Hengtai, Shi Ping, Wu Haixia. Artificial recharge technology of groundwater[J]. Natural Resource Economics of China, 2008, 21(3): 41-42.
- [2] 林学钰, 张文静, 何海洋, 等. 人工回灌对地下水水质影响的室内模拟实验[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2012, 42(5): 1404-1409.  
Lin Xueyu, Zhang Wenjing, He Haiyang, et al. Experiment on impact of groundwater quality during artificial recharge process[J]. Journal of Jilin University: Earth Science Edition, 2012, 42(5): 1404-1409.
- [3] Katou H, Clothier B E, Green S R. Anion transport involving competitive adsorption during transient water flow in an Andisol[J]. Soil Science Society of America Journal, 1996, 60(5): 1368-1375.
- [4] Clay D E, Zheng Z, Liu Z, et al. Bromide and nitrate movement through undisturbed soil columns[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(1): 338-342.
- [5] Burt T P, Matchett L S, Goulding K W T, et al. Denitrification in riparian buffer zones: The role of floodplain hydrology[J]. Hydrological Processes, 1999, 13(10): 1451-1463.
- [6] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, et al., Generalized model for  $\text{N}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  production from nitrification and denitrification [J]. Global Biogeochemical Cycles, 1996, 10(3): 401-412.
- [7] Rivett M O, Buss S R, Morgan P, et al. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes[J]. Water Research, 2008, 42(16): 4215-4232.
- [8] Brettar I, Sanchez Perez J M, Trémolieres M. Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain - correlation with redox potential and organic matter[J]. Hydrobiologia, 2002, 469(1-3): 11-21.
- [9] Gillham R W, Cherry J A. Field evidence of denitrification in shallow groundwater flow systems[J]. Water Pollution Research Journal of Canada, 1978, 13(1): 53-71.
- [10] DeSimone L A, Howes B L. Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: A mass balance approach[J]. Water Resources Research, 1998, 34(2): 271-285.

(编辑 田恬)