

1997—2016 年秦岭南坡水源涵养林区河床径流水化学变化特征

高国庆<sup>1,3</sup>,张胜利<sup>2,3,\*</sup>,梁翠萍<sup>4</sup>,于金鑫<sup>1,3</sup>,潘泰臣<sup>1,3</sup>

(1. 西北农林科技大学 水土保持研究所,陕西 杨陵 712100;2. 西北农林科技大学 资源环境学院,陕西 杨陵 712100;  
3. 陕西秦岭森林生态系统国家野外科学观测研究站,陕西 杨陵 712100;4. 北京江河中基工程咨询有限公司,北京 丰台 100073)

**摘 要:**在秦岭南坡中山地带火地塘林区,选择有代表性的火地沟和板桥沟流域,以及火地沟流域的 2 个支沟集水区,对 1997—2016 年流域和支沟河床径流水 pH 值及化学成分变化特征进行分析,进而探讨其影响因素。结果表明,2001—2016 年径流 pH 值呈降低趋势,1999—2016 年径流  $\text{Na}^+$  浓度呈增大趋势,除 2005—2009 年外,1997—2016 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度呈增大趋势;1997—2016 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度呈增大趋势, $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度呈降低趋势, $\text{NH}_4^+$  浓度较低,无明显变化趋势。探讨结果的影响因素表明:径流 pH 值降低和  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大,主要是秦岭周边地区大气污染物远距离输入引起的,径流  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度降低与秦岭南坡年降雨量增大、年蒸散量降低以及森林植被逐渐恢复有关,径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大与大气降雨  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大以及秦岭南坡年降雨量增大有关,径流  $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度增大与雨水和径流 pH 值降低有关。1997—2016 年秦岭南坡水源涵养林区河床径流水 pH 值以及各离子浓度变化较小,不会对秦岭南坡水源地和丹江口水库水质产生不利影响。

**关键词:**秦岭;河床径流;水化学

**中图分类号:**S718.512.3      **文献标志码:**A      **文章编号:**1001-7461(2018)06-0001-09

Changes of Chemical Characteristics of Riverbed Runoff Water in the Water Conservation Forest Region in the Southern-slope of the Qinling Mountains During 1997—2016

GAO Guo-qing<sup>1,3</sup>,ZHANG Sheng-li<sup>2,3,\*</sup>,LIANG Cui-ping<sup>4</sup>,YU Jin-xin<sup>1,3</sup>,PAN Tai-chen<sup>1,3</sup>

(1. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;  
2. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;  
3. Qinling National Forest Ecosystem Research Station, Yangling, Shaanxi 712100, China;  
4. Beijing Jianghe Zhongji Engineering Consulting Limited Company, Fengtai, Beijing 100073, China)

**Abstract:** This study was conducted in the Huoditang forest region, which is located at the middle mountain of the southern-slope of the Qinling Mountains. Typical study plots were established on Huodigou watershed, Banqiaogou watershed and two tributaries of Huodigou watershed in the region. Characteristics of interannual changes of pH and chemical components of riverbed runoff water during 1997—2016 were analyzed, and possible causes for the changes were discussed. The results showed that the pH of the runoff water tended to decrease during 2001—2016. The  $\text{Na}^+$  concentration tended to increase during 1999—2016. In addition to 2005—2009, the  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  concentration tended to increase during 1997—2016. The  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{PO}_4^{3-}$  concentrations tended to increase during 1997—2016, the  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{K}^+$  concentrations tended to decrease, the  $\text{NH}_4^+$  concentration was low and the change trend was insignifican. The analysis of influencing factors of the results showed that the decrease of pH and the increase of  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration of the

收稿日期:2018-02-03 修回日期:2018-05-29  
基金项目:西北农林科技大学科研专项(A2990215199);西北农林科技大学基本科研业务费专项(2452015043)。  
作者简介:高国庆,男,硕士,研究方向:水土保持工程与森林水文。E-mail:295162384@qq.com  
\* 通信作者:张胜利,男,副教授,研究方向:水土保持工程与森林水文。E-mail:victory6515@sina.com

runoff water were affected by the long-distance input of atmospheric pollutants in Qinling surrounding area. The decrease of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{K}^+$  concentration was related to increased annual precipitation, decreased annual evaporation and the recovery of forest vegetation in the southern-slope of the Qinling Mountain. The increase of  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration was related to increased  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration and increased annual precipitation in the southern-slope of the Qinling Mountains. The increases of  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  concentrations was attributed to the decreases of pH of rain and runoff. The concentration changes of pH and chemical components of the riverbed runoff water in water conservation forest areas of the southern-slope of the Qinling Mountains changed little during 1997–2016, which would not resulted in harmful impacts to the water quality of water source area in the southern-slope in Qinling Mountains and Danjiangkou Reservoir.

**Key words:** Qinling Mountains; riverbed runoff; water chemistry

水资源是战略性经济资源和综合国力的重要组成部分,同时水资源在生态环境演变中起重要的控制作用。为解决京津华北平原水资源短缺的问题,国家实施了一项战略性措施——南水北调中线工程,该工程从横跨河南和湖北两省的丹江口水库调水,丹江口水库有 9.52 万  $\text{km}^2$  的控制流域面积,陕西秦巴山区占其控制流域面积的 65.9% 左右;陕西秦巴山区面积达 54 800  $\text{km}^2$ ,秦岭南坡约占其面积的 55%。秦岭南坡作为丹江口水库的重要水源地,其水质的好坏,将对南水北调中线工程受水地区供水水质产生重要影响。近年来,秦岭周边重庆、河南、湖北、陕西等地大气污染日趋严重<sup>[1-4]</sup>,在一定气象条件下,大气污染物会被远距离传输<sup>[5-6]</sup>并波及秦岭南坡水源林,影响水源林水质<sup>[7]</sup>。同时 1998 年以后国家禁止采伐天然林<sup>[8]</sup>,秦岭南坡森林植被状况有一定改善<sup>[9]</sup>,水源林水质状况相应发生变化,因此,急需对该地区森林水质状况进行研究。本研究就 1997–2016 年秦岭南坡水源涵养林区河床径流水化学变化特征及其影响因素进行探讨,旨在为丹江口水库在管理中提供水质方面的参考,并为秦岭南坡水源地的管理和建设提供科学依据。

1 试验地概况

试验地位于秦岭南坡中山地带火地塘林区,在林区内选择 2 个小流域——火地沟流域和板桥沟流域和 2 个支沟集水区——火地沟流域 1、2 支沟,并在其中布设试验(图 1)。

火地塘林区行政区划隶属陕西省宁陕县,经纬度坐标为  $33^\circ25' - 33^\circ29' \text{N}$ ,  $108^\circ25' - 108^\circ30' \text{E}$ ,林区面积 22.25  $\text{km}^2$ ,海拔 1 470~2 473 m,属温暖带湿润山地气候。火地沟流域是火地塘林区最大的自然集水区,近似羽毛状,面积 729  $\text{hm}^2$ ;年平均气温  $8 \sim 12^\circ\text{C}$ ,年降水量在 900~1 200 mm,平均相对湿度约为 77%,无霜期 199 d;土壤类型以山地棕壤、暗棕壤和草甸土为主,成土母岩主要为花岗岩、片麻

岩、变质砂岩和片岩。该流域从上世纪 60 年代起开始采伐,1998 年国家禁止采伐天然林后对流域实施封护,现有森林是原生植被在采伐后恢复起来的天然次生林,植被覆盖比率达 90% 以上,主要的树种有锐齿栎(*Quercus aliena* var. *acuteserrata*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、华山松(*Pinus armandii*)、红桦(*Betula albo-sinensis*)、光皮桦(*Betula luminifera*)等。

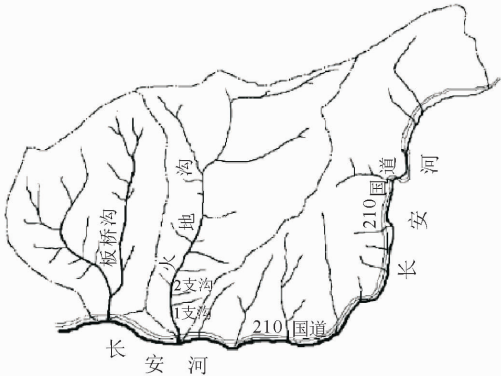


图 1 试验地流域水系示意图

Fig. 1 Basin water system schematic diagram

板桥沟流域为火地塘林区内相对较大的流域,流域面积 526  $\text{hm}^2$  左右,与火地沟流域毗邻,大致呈扇形,地形起伏较大,大致呈北高南低之势。年平均气温和降雨量与火地沟流域基本一致,土壤以山地棕壤、黄褐土为主。该流域上世纪 60 年代开始封护,1998 年采伐过一次后禁伐,植被较好,林木郁闭度在 0.9 以上,主要树种有华山松(*Pinus armandii*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、锐齿栎(*Quercus aliena* var. *acuteserrata*)、刺槐(*Robinia pseudoacacia*)等。

秦岭南坡天然水源涵养林主要分布于海拔 1 300 m 以上的中山地带,秦岭南坡中山地带是南水北调中线工程的核心水源林区。火地塘林区位于秦岭南坡中山地带中段,在气候、森林植被、土壤、地貌等方面具有秦岭南坡中山地带的典型特征,同时火地沟、板桥沟流域具有秦岭南坡中山地带树枝

状水系小流域的典型特点,故将试验地选择在该林区的2个流域具有较好的代表性。

2 材料与方法

2.1 试验布设与水样采集

采样工作从 1997 年进行到 2016 年,其中 2006—2007 年采样工作中断。大气降雨的收集点位于火地塘林区空旷地带,共布置 4 个点,用 4 个口径 20 cm、高 20 cm 的塑料桶收集,其顶部用纱网覆盖,雨后用聚乙烯塑料瓶采集,每次各采集 500 mL。在火地沟和板桥沟流域出口处,以及火地沟流域 1、2 支沟集水区(图 1)出口处采集径流水,每季度至少采集 1 次,雨季适当增加采样次数。径流水样在雨后 1~4 h 内用聚乙烯塑料瓶采集,每次各采集 500 mL。采样时对所水样做好编号,24 h 内带回实验室置于 0℃ 以下保存,每年 1 月、4 月、7 月、10 月各进行 1 次水样测定。

2.2 水质指标测定

根据研究的需要、地表水环境质量标准(GB3838-2002)和《森林生态系统定位观测指标体系》(LT1606-2003)以及结合秦岭周边环境,选取以下指标进行测定:pH 值、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 。测定方法见表 1。

表 1 水质指标测定方法

Table 1 Method for the determination of water quality index

| 序号 | 测定指标   | 测定方法             |
|----|--|------------------|
| 1  | pH   | pHS-9V 型酸度计测定    |
| 2  | $\text{SO}_4^{2-}$   | NOV60 多参数水质分析仪测定 |
| 3  | $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NH}_4^+$                                  | AA3 型连续流动化学分析仪测定 |
| 4  | $\text{PO}_4^{3-}$   | 钼蓝比色法测定          |
| 5  | $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ | 火焰发射光度计测定        |

2.3 数据处理

用 SPSS12.0 对各采样点 pH 值和各离子测定数据按季度进行归并,求出季度平均值,再以此求出年度平均值以及年际变化标准差。

3 结果与分析

3.1 pH 值

1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流 pH 值变化范围在 7.0~8.5,为弱碱性(pH 值从 2001 年开始测定),2001—2016 年径流 pH 值呈降低趋势,2015 年各支沟和流域出口径流 pH 值均达到最低值(图 2),2001—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟径流 pH 最高值与最低值分别相差 0.866、0.846、1.102、1.026 个 pH 单位。2016 年较 2001

年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟径流 pH 分别降低了 0.351、0.569、0.462、0.898 个 pH 单位。根据试验地的实地情况,火地沟和板桥沟流域位于秦岭腹地,人口极其稀少,周边没有排放污染物的城镇或工矿企业,当地污染物排放导致径流 pH 值降低的可能性较小。秦岭地区汛期降水主要受西南和东南季风的影响<sup>[10]</sup>,季风带来降水所需水汽,同时将秦岭周边地区大气污染物远距离传输<sup>[5-6]</sup>到秦岭林区。近年来秦岭周边地区工业产能加速上涨,工业废气(硫化物、氮氧化物等)排放增多<sup>[11-13]</sup>,秦岭周边地区的重庆、河南、湖北酸雨日趋严重<sup>[1-3]</sup>,西安市大气中  $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_2$  质量浓度有明显的上升趋势<sup>[4]</sup>,故径流 pH 值降低极有可能由秦岭周边大气污染物远距离输入引起。自 1996 年以来,秦岭周边地区大气污染物排放量呈增长趋势<sup>[11-13]</sup>,对径流 pH 值的影响增大,2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流 pH 均值较 2001—2005 分别降低了 0.369、0.366、0.534、0.543 个 pH 单位。

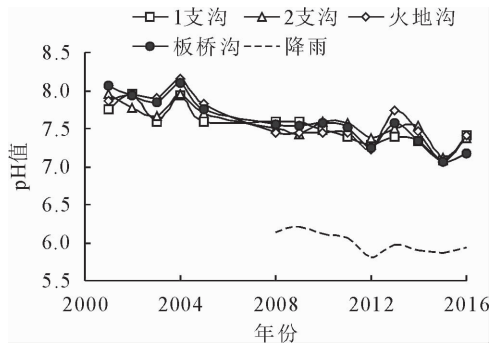


图 2 径流 pH 值年际变化

Fig. 2 pH interannual variations of the runoff

3.2  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NH}_4^+$

支沟和流域出口径流  $\text{NO}_3^-$  浓度在 0.134~7.649  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,1997—2016 年径流  $\text{NO}_3^-$  浓度总体呈降低趋势,2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{NO}_3^-$  浓度均值较 1997—2005 年分别降低了 2.062、2.679、0.301、1.232  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 3)。众多学者研究表明,降雨量与树木年轮生长呈显著的正相关<sup>[14-15]</sup>,在蒸发量较小并且降雨量较大的年份,树高的生长量较大<sup>[16]</sup>。而通过研究秦岭地区气候变化特征发现,1994 年以来秦岭南坡年降雨量呈增大趋势<sup>[17]</sup>,年蒸散量呈降低趋势,导致树木生长量增大,对 N 元素的需求量增多,故 1997—2016 年径流  $\text{NO}_3^-$  浓度总体呈降低趋势。此外,自 1998 年国家禁止采伐天然林以来,秦岭地区植被生长状况整体呈现改善趋势<sup>[9]</sup>,试验地植被得到一定恢复,林地对 N 元素需求量增大,从而导致径流  $\text{NO}_3^-$  浓度总体呈降低趋势。火地沟流域 1998 年

左右开始禁伐,而板桥沟流域上世纪 60 年代开始封禁,板桥沟流域植被相对较好,火地沟流域植被恢复过程中需要更多的 N 元素,导致火地沟流域径流  $\text{NO}_3^-$  浓度相对较低,故 1997—2016 年板桥沟流域径流  $\text{NO}_3^-$  浓度总体高于火地沟流域。

试验区毗邻 210 国道(图 1),2001—2003 年国道车流量呈增大趋势,年增长率达 5% 左右<sup>[18]</sup>,汽车尾气排放的  $\text{NO}_x$  增多,导致 2000—2003 年径流  $\text{NO}_3^-$  浓度呈上升趋势。2014 年 9 月包茂高速西康段垮塌,导致东坪至安康段被实施交通管制 60 多 d,过境安康的车辆从 210 国道绕行,致使国道车流量增大, $\text{NO}_x$  排放量增多,因此 2014 年径流  $\text{NO}_3^-$  浓度明显增大。

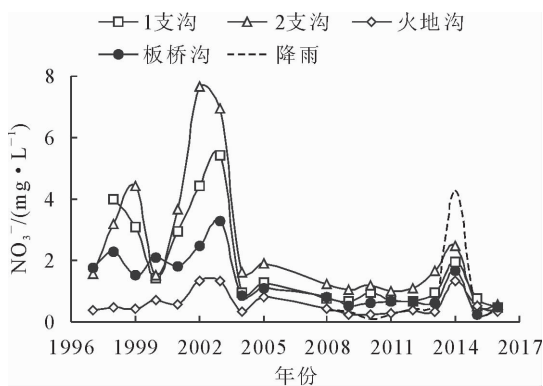


图 3 径流和降雨  $\text{NO}_3^-$  浓度年际变化

Fig. 3  $\text{NO}_3^-$  concentration interannual variations of the runoff and rainfall

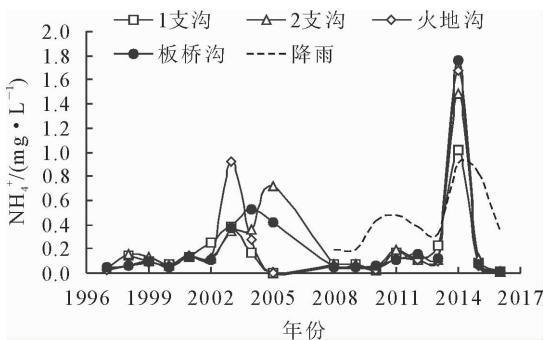


图 4 径流和降雨  $\text{NH}_4^+$  浓度年际变化

Fig. 4  $\text{NH}_4^+$  concentration interannual variations of the runoff and rainfall

1997—2016 年支沟和流域出口径流  $\text{NH}_4^+$  浓度较低,除 2014 年外,径流  $\text{NH}_4^+$  浓度在  $0.011\ 3\sim 0.924\ 5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  波动(图 4),变化幅度较小,无明显变化趋势。由此表明,径流  $\text{NH}_4^+$  浓度对林地内外部环境变化不敏感,受影响较小。2000—2003 年径流  $\text{NH}_4^+$  浓度呈增大趋势,2014 年径流  $\text{NH}_4^+$  浓度增大。这可能与 2001—2003 年以及 2014 年 210 国道车流量增大有关,一方面,火地塘林区  $\text{NH}_3$  的

来源主要有:土壤和植被的生物过程、野生动物粪便以及汽车尾气<sup>[19-20]</sup>。研究表明,汽车尾气中的氮排放是一个较大的污染源<sup>[21-22]</sup>,汽车尾气排放可能导致径流  $\text{NH}_4^+$  浓度产生变化。另一方面,氮的矿化速度随氮的输入量增大而增大<sup>[23]</sup>,随着汽车尾气  $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_x$  排放增多,火地塘林区氮素输入量增大,氮的矿化作用增强,森林土壤中  $\text{NH}_4^+$  释放量增大。2008—2016 年大气降雨和径流  $\text{NH}_4^+$  浓度变化趋势相似(图 4),说明径流中  $\text{NH}_4^+$  浓度变化与大气降水的输入可能有一定关系<sup>[24]</sup>。

### 3.3 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$

1997—2016 年支沟和流域出口径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度在  $13.146\sim 51.626\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,1997—2016 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度呈增大趋势(图 5),2016 年较 1997 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度分别增大了 50.35%、56.03%、52.54%、50.17%。秦岭火地塘林区酸化雨水为硫酸型<sup>[7]</sup>,近年来,秦岭周边地区酸雨较为严重,且主要为硫酸型<sup>[1-3,7]</sup>,1999—2009 年陕南地区大气扩散潜势朝逐年不利于扩散的方向发展,每年  $\text{SO}_2$  平均浓度增加约 0.29%<sup>[25]</sup>,故 1997—2016 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大极有可能是秦岭周边大气污染物中硫化物的远距离输入导致的。2007 年西汉、西康高速建成通车,210 国道车流量急剧减少<sup>[26]</sup>,汽车尾气  $\text{SO}_2$  排放对火地塘林区的影响极其有限,不是导致径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大的主要原因。2008—2016 年降雨与径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度均呈增大趋势,说明大气降雨对径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度变化有较大影响。

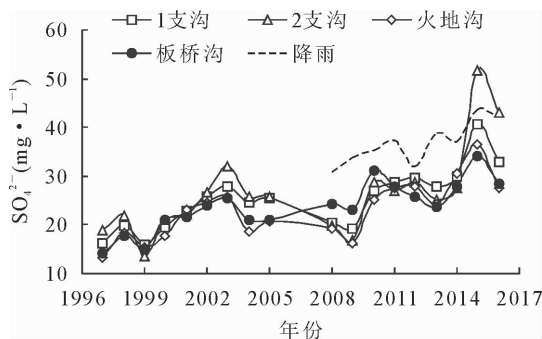


图 5 径流和降雨  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度年际变化

Fig. 5  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration interannual variations of the runoff and rainfall

2007 年西汉高速安康段建成通车,国道车流量减少<sup>[26]</sup>,硫化物的排放量降低,故 2008—2009 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度降低。2014 年 9 月受交通管制影响,210 国道车流量增大,硫排放量增多,大气降雨中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度显著升高(图 5),但是 9 月以后随着降雨量减少,硫素通过大气沉降滞留或吸附在林冠层,故

2014 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度升幅不大;2015 年大气降雨中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度虽小于 2014 年,但滞留或吸附在林冠层的干沉降物质受雨水冲刷淋洗, $\text{SO}_4^{2-}$  等阴离子在林内雨中浓度增加<sup>[27]</sup>,导致 2015 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度显著升高。

1997—2016 年支沟和流域出口径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度在  $0.010\sim0.136\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度总体呈增大趋势(图 6)。大气降雨是森林生态系统中  $\text{PO}_4^{3-}$  重要来源<sup>[24]</sup>,1994 年以来秦岭南坡年降雨量呈增大趋势<sup>[17]</sup>,同时 2008—2016 年大气降雨中  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度呈上升趋势(图 6), $\text{PO}_4^{3-}$  输入量增大,故径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大。1997—2001 年径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度总体呈降低趋势,1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度分别降低 71.29%、62.96%、64.29%、79.17%。1998 国家禁止采伐天然林,试验地林区植被恢复初期,林木生长量较大,对 P 元素需求量增大,故 1997—2000 年径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度降低。2004 年径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度显著增大,这是由于 2004 年降雨量显著降低,一方面森林林冠层树叶表面的磷元素比较活跃,在降雨过程中极易被淋溶<sup>[28]</sup>,当降雨量较小时,林内雨中  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度较大;另一方面由于试验地土壤含水量较低,植被生长所需水分不足,植物根部对  $\text{PO}_4^{3-}$  吸收减少,最终导致径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大。

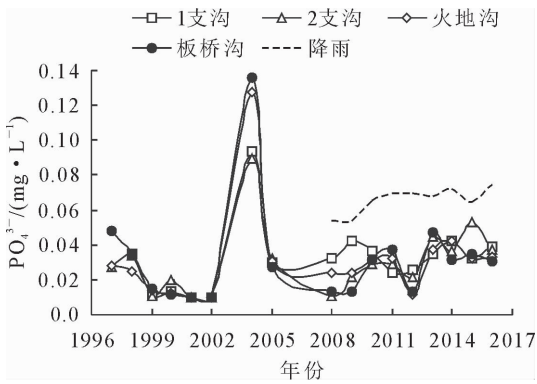


图 6 径流和降雨  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度年际变化

Fig. 6  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration interannual variations of the runoff and rainfall

3.4  $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$

支沟和流域出口径流  $\text{K}^+$  浓度在  $0.360\sim3.258\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,1997—2016 年径流  $\text{K}^+$  浓度呈降低趋势,2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{K}^+$  浓度均值较 1997—2005 年分别降低了  $0.097$ 、 $0.200$ 、 $0.271$ 、 $0.446\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 7)。这与 1997—2016 年径流  $\text{NO}_3^-$  浓度降低的原因一致,由于秦岭南坡气候变化,导致树木生长量增大,同时 1998 年禁伐后植被得到一定恢复,对 K 元素需求量

增大,故径流中  $\text{K}^+$  浓度降低。除 2002、2013 年外,支沟出口径流水  $\text{K}^+$  浓度均大于流域出口径流,这可能是由于土壤对  $\text{K}^+$  有吸收固定作用,水溶性钾会转化为交换性钾或非交换性钾固定起来<sup>[29]</sup>,而 1、2 支沟平均坡度较大,火地沟、板桥沟流域较小,坡度较小导致土壤中水分流动较慢,对  $\text{K}^+$  的固定作用较强<sup>[18]</sup>,故火地沟、板桥沟流域径流  $\text{K}^+$  浓度较低。2004 年为 1997 年以来降雨量最低年份,当土壤水分较低时,钾的固定现象十分显著<sup>[29]</sup>,从而导致 2004 年径流  $\text{K}^+$  浓度较低。

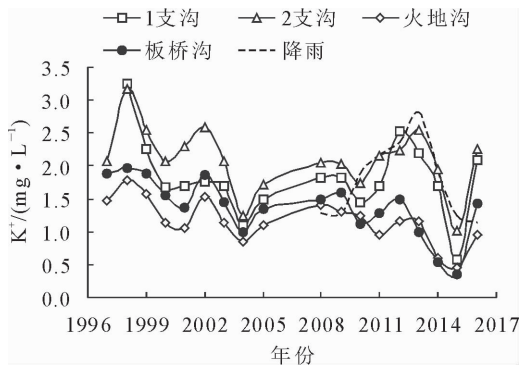


图 7 径流和降雨  $\text{K}^+$  浓度年际变化

Fig. 7  $\text{K}^+$  concentration interannual variations of the runoff

支沟和流域出口径流  $\text{Na}^+$  浓度在  $0.398\sim2.539\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ( $\text{Na}^+$  从 1999 年开始测定),1999—2016 年径流  $\text{Na}^+$  浓度总体呈增大趋势(图 8),2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{Na}^+$  浓度均值较 1999—2005 年分别增大了  $0.332$ 、 $0.186$ 、 $0.308$ 、 $0.362\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。土壤是森林生态系统中  $\text{Na}^+$  的重要来源<sup>[24]</sup>,2009—2016 年径流中  $\text{Na}^+$  浓度是大气降雨的 4.4 倍,是枯透水的 2.8 倍,说明径流中  $\text{Na}^+$  主要来源于土壤。随着试验地大气降雨和径流 pH 值降低,土壤中  $\text{H}^+$  数量增多, $\text{Na}^+$  与  $\text{H}^+$  交换反应增强, $\text{Na}^+$  流失量增大<sup>[30]</sup>,故径流  $\text{Na}^+$  浓度呈增大趋势。1999—2003 年径流  $\text{Na}^+$  浓度有所升高,这是由于森林林冠层对  $\text{Na}^+$  有一定吸附作用<sup>[24]</sup>,随着试验地植被逐渐恢复,森林郁闭度增大,林内雨占总降雨量的比例增大,对  $\text{Na}^+$  吸附量增多,导致径流  $\text{Na}^+$  浓度降低。当植被恢复到一定程度,森林郁闭度变化较小,对  $\text{Na}^+$  吸附作用变化不大。

1997—2016 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度在  $11.002\sim46.913\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , $\text{Mg}^{2+}$  浓度在  $1.303\sim5.953\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 9、图 10)。除 2005—2009 年外,1997—2016 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度呈增大趋势,随着火地塘林区雨水和径流 pH 值降低,土壤中可供与  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  交换的  $\text{H}^+$  数量增多,森林土壤  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$

大量流失<sup>[31]</sup>,导致火地塘林区径流  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度增大,同时表明土壤胶体中盐基离子与  $\text{H}^{+}$  的交换作用对土壤酸碱度有重要的缓冲作用。径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度均大于  $\text{Mg}^{2+}$ ,这是由于  $\text{Ca}^{2+}$  对雨水酸化的敏感性高于  $\text{Mg}^{2+}$ <sup>[30]</sup>,土壤中  $\text{Ca}^{2+}$  淋失量大于  $\text{Mg}^{2+}$  导致的。径流中游离态  $\text{CO}_2$  浓度对径流  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  浓度变化有一定影响<sup>[32]</sup>,化学反应式如下:

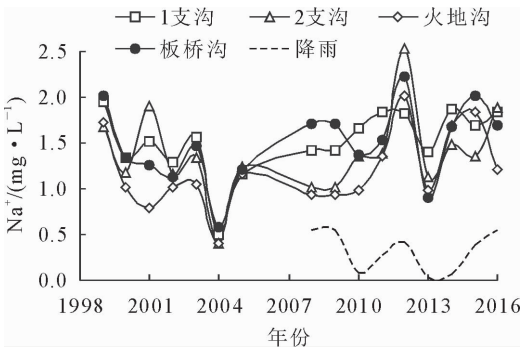
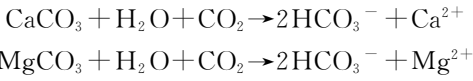


图 8 径流和降雨  $\text{Na}^{+}$  浓度年际变化

Fig. 8  $\text{Na}^{+}$  concentration interannual variations of the runoff and rainfall

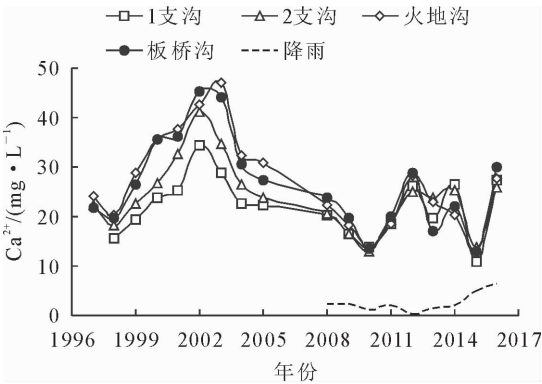


图 9 径流和降雨  $\text{Ca}^{2+}$  浓度年际变化

Fig. 9  $\text{Ca}^{2+}$  concentration interannual variations of the runoff

2004—2005 年径流中  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度均降低,这与 2003 年 11 月,210 国道超限运输治理以及 210 国道路况改善,尾气排放的  $\text{CO}_2$  减少有关<sup>[18]</sup>。2007 年西汉高速安康段通车,对 210 国道车流量进行分流,尾气排放的  $\text{CO}_2$  总量减少,导致 2008—2009 年径流中  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度降低,同时也导致 2008—2016 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度均值高于 1997—2005 年,2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度均值较 1997—2005 年分别降低了 4.037、7.214、12.688、11.032  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,2008—2016 年 1、2 支沟和火地沟、板桥沟流域出口径流  $\text{Mg}^{2+}$  浓度均值较 1997—2005 年分别降

低了 0.405、0.541、1.318、0.913  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。1997—2003 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度上升幅度较 2010—2016 年更显著,这是由于土壤中  $\text{Ca}^{2+}$  长期受酸化雨水淋失,导致 2010—2016 年土壤中可供交换的  $\text{Ca}^{2+}$  浓度低于 1997—2003 年;1997—2003 年径流  $\text{Mg}^{2+}$  浓度上升幅度与 2010—2016 年基本一致,这可能是因为  $\text{Mg}^{2+}$  对雨水酸化的敏感性较低,淋失量较小,1997—2003 年与 2010—2016 年土壤中可供交换的  $\text{Mg}^{2+}$  浓度相差不多。1997—2016 年流域出口径流  $\text{Mg}^{2+}$  浓度均大于支沟出口径流  $\text{Mg}^{2+}$  浓度,1997—2005 年流域出口径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度均大于支沟出口径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度。这是由于流域径流的流速、流量均大于支沟径流,流域径流与空气中的  $\text{CO}_2$  接触面积较大,沿岸土壤以及沟道内泥沙中  $\text{CaCO}_3$  和  $\text{MgCO}_3$  大量转化为  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$ ,导致流域出口径流  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  浓度较高;2009—2016 年流域出口径流  $\text{Ca}^{2+}$  浓度与支沟出口径流相差不多,这是由于  $\text{MgCO}_3$  溶解度大于  $\text{CaCO}_3$ , $\text{MgCO}_3$  更容易转化为  $\text{Mg}^{2+}$ ,加之 2007 年以后国道车流量减少,大气中  $\text{CO}_2$  浓度下降, $\text{CO}_2$  浓度不足以使  $\text{CaCO}_3$  转化为  $\text{Ca}^{2+}$ 。

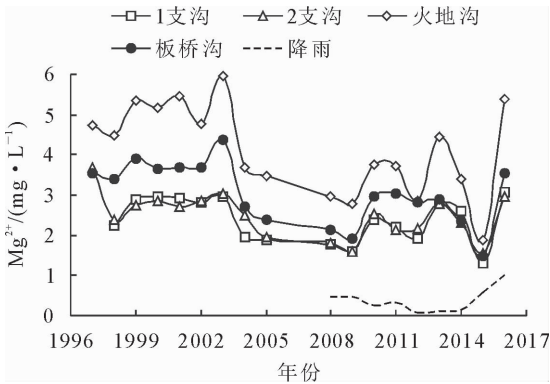


图 10 径流和降雨  $\text{Mg}^{2+}$  浓度年际变化

Fig. 10  $\text{Mg}^{2+}$  concentration interannual variations of the runoff

4 讨论

秦岭南坡水源涵养林区仅分布有数条公路,相对于整个林区而言,汽车尾气污染影响有限。而根据试验地的实地情况,试验地毗邻 210 国道(图 1),汽车尾气排放有可能引起径流 pH 值降低<sup>[18]</sup>,但 2007 年西汉、西康高速建成通车,导致 210 国道车流量急剧减少<sup>[26]</sup>,汽车尾气对火地塘林区的影响极其有限,且 2007 年以后随汽车尾气排放减少,径流 pH 值应增大, $\text{SO}_4^{2-}$  浓度应降低,然而实际情况正好相反,故 210 国道汽车尾气排放不是引起径流 pH 降低和  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大的主要原因。森林生态系统对降雨 pH 值有一定调升作用<sup>[33]</sup>,降雨通过森

林各层次后,径流 pH 值较降雨有所升高<sup>[34-36]</sup>,但 1998 年以后国家禁止采伐天然林<sup>[8]</sup>,火地塘林区基本没受到过扰动,森林生态系统森林对降雨 pH 值影响变化不大,不是导致径流 pH 降低的关键因素。排除以上因素后得出,径流 pH 值降低以及  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大与秦岭周边大气污染物远距离输入有关。大气降水在通过森林生态系统各层次的过程中,其 pH 值会受到多种缓冲机制影响而升高<sup>[34-35]</sup>,但从径流 pH 值呈降低趋势可以看出,这些机制的作用有限,防止径流 pH 值继续降低的根本措施是治理大气污染。受植被恢复影响,径流  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度呈降低趋势,但当秦岭南坡水源林区植被恢复到一定程度,对 K 和 N 元素的需求量不再增大,径流  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度可能不会继续降低。1997—2016 年径流  $\text{NH}_4^+$  浓度较低,这是由于  $\text{NH}_4^+$  是植物进行新陈代谢重要的氮源,植物林冠层对  $\text{NH}_4^+$  表现一定的吸附作用,土壤层中植物根系对  $\text{NH}_4^+$  有显著的吸收作用,同时,受长期雨水酸化影响,试验地土壤 pH 值较低,土壤氨化作用相对较弱<sup>[23]</sup>,枯枝落叶层和表层土壤中  $\text{NH}_4^+$  释放量较小,大气降雨通过林冠层、枯枝落叶层和土壤层后  $\text{NH}_4^+$  浓度降幅达 62.22%<sup>[33,35]</sup>,导致径流  $\text{NH}_4^+$  浓度较低,变化幅度较小。根据国家《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006),2001—2016 年径流 pH 值处于  $<6.5$  且  $>8.5$  的标准,径流  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$  浓度均在允许范围内,不会对受水地区供水水质产生影响。

$\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  等盐基离子能与土壤水中的  $\text{H}^+$  进行交换<sup>[30]</sup>,盐基离子被交换淋失,最终进入径流。随着试验地大气降雨和径流 pH 值降低,土壤中可供与  $\text{K}^+$  交换的  $\text{H}^+$  数量增多,森林土壤  $\text{K}^+$  流失量增大,径流  $\text{Na}^+$  浓度应增大,但实际情况正好相反,说明大气降雨和径流 pH 值降低对径流  $\text{K}^+$  浓度的影响较小。径流  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$  浓度受此影响呈增大趋势,且如果雨水和径流 pH 值进一步降低,径流  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$  浓度可能进一步增大,并对丹江口水库水质产生不利影响。 $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  是地表径流中主要阳离子,其含量大小反映了水的硬度高低<sup>[37]</sup>。根据国家《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006),1997—2016 年径流总硬度符合  $<450 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (以  $\text{CaCO}_3$  计)的标准,径流  $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$  浓度也均在允许范围内,不会对受水地区供水水质产生影响。

### 5 结论

2001—2016 年径流 pH 值呈降低趋势,1999—

2016 年径流  $\text{Na}^+$  浓度呈增大趋势,除 2005—2009 年外,1997—2016 年径流  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度呈增大趋势;1997—2016 年径流  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度呈增大趋势, $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度呈降低趋势, $\text{NH}_4^+$  浓度较低,变化幅度较小,无明显变化趋势。

探讨结果的影响因素表明,径流 pH 值降低和  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大主要是秦岭周边大气污染物远距离输入引起的。由此看出,秦岭周边地区大气污染对秦岭南坡水源涵养林区径流 pH 值以及  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度变化有着重要影响,防止径流酸化和  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增大的根本措施是治理大气污染。径流  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{K}^+$  浓度降低与秦岭南坡年降雨量增大、年蒸散量降低以及森林植被逐渐恢复有关,林区植被恢复对径流水质变化有着重要作用,仍应重视对秦岭南坡水源涵养林的管理与保护。径流  $\text{NH}_4^+$  浓度无明显变化趋势,表明径流  $\text{NH}_4^+$  浓度对林地内外部环境变化不敏感,受影响较小。径流  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大与大气降雨  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度增大以及秦岭南坡降雨量增大有关,径流  $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度增大与雨水和径流 pH 值降低有关。

根据国家《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006),1997—2016 年秦岭南坡水源涵养林区河床径流水各化学成分均在允许范围内,且径流水 pH 值以及各离子浓度变化较小,无需担心对秦岭南坡水源地以及南水北调中线工程取水地——丹江口水库水质产生不利影响。

### 参考文献:

[1] 何泽能,谭炳全,高阳华,等.重庆市酸雨分布特征[J].气象科技,2008,36(6):706-711.  
HE Z N,TAN B Q,GAO Y H,*et al.* Distribution features of acid rain in Chongqing[J]. Meteorological Science and Technology,2008,36(6):706-711. (in Chinese)

[2] 杜子璇,刘荣花,熊杰伟,等.1992—2006 年河南省酸雨分布特征分析[J].河南气象,2009,32(1):55-58.  
DU Z X,LIU R H,XIONG J W,*et al.* Temporal and spatial distribution characteristics of acid rain in Henan Province from 1992 to 2006[J]. Meteorological and Environmental Sciences,2009,32(1):55-58. (in Chinese)

[3] 杜光智,黄晓华,黄霞,等.湖北省酸雨的时空分布规律及成因分析[J].长江流域资源与环境,2003,12(4):377-381.  
DU G Z,HUANG X H,HUANG X,*et al.* Temporal and spatial distribution of acid rain in Hubei Province with a discussion on the cause[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin,2003,12(4):377-381. (in Chinese)

[4] 胡琳,曹红利,张文静,等.西安市环境空气质量变化特征及其与气象条件的关系[J].气象与环境学报,2013,29(6):150-153.  
HU L,CAO H L,ZHANG W J,*et al.* Ambient air quality

change and its relationship with meteorological conditions in Xi'an[J]. Journal of Meteorology and Environment, 2013, 29(6): 150-153. (in Chinese)

[5] MENZ F C, SEIP H M. Acid rain in Europe and the United States; an update[J]. Environmental Science & Policy, 2004, 7(4): 253-265.

[6] 吴丹, 王式功, 尚可政. 中国酸雨研究综述[J]. 干旱气象, 2006, 24(2): 70-77.

WU D, WANG S G, SHANG K Z. Progress in research of acid rain in China[J]. Arid Meteorology, 2006, 24(2): 70-77. (in Chinese)

[7] 张胜利, 梁翠萍, 晋建霞, 等. 秦岭林区径流水化学对雨水酸化的响应[J]. 林业科学, 2012, 48(4): 1-7.

ZHANG S L, LIANG C P, JIN J X, et al. Response of stream water chemistry to rainwater acidification in the natural forest region of the Qinling Mountains[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2012, 48(4): 1-7. (in Chinese)

[8] 庞学勇, 包维楷, 张咏梅. 青藏高原东部暗针叶林采伐迹地小气候及植被演替[J]. 世界科技研究与发展, 2005, 27(3): 47-53.

PANG X Y, BAO W K, ZHANG Y M. Microclimate changes and plant succession in dark coniferous clear-cutting forestland in eastern Tibetan Plateau[J]. World Sci-tech R & D, 2005, 27(3): 47-53. (in Chinese)

[9] 崔晓临, 白红英, 尚小清. 基于 MODIS NDVI 的秦岭地区植被覆盖变化研究[J]. 西北大学学报: 自然科学版, 2012, 42(6): 1021-1026.

CUI X L, BAI H Y, SHANG X Q. The vegetation dynamic in Qinling area based on MODIS NDVI[J]. Journal of Northwest University: Nat. Sci. Edi., 2012, 42(6): 1021-1026. (in Chinese)

[10] 刘晓东, 方建刚, 杨续超, 等. 秦岭邻近地区旬降水气候学及其大气环流特征[J]. 干旱气象, 2003, 21(3): 8-13.

LIU X D, FANG J G, YANG X C, et al. Climatology of dekadly precipitation around the Qinling Mountains and characteristics of its atmospheric circulation[J]. Arid Meteorology, 2003, 21(3): 8-13. (in Chinese)

[11] 白婷, 徐波. 关于环境库兹涅茨曲线特征及原因分析——以陕西为例[J]. 西安石油大学学报: 社会科学版, 2011, 20(2): 26-32.

BAI T, XU B. Analyses on the characteristics and reasons of environment kuziniec curve in Shaanxi——take Shaanxi as an example[J]. Journal of Xi'an Shiyou University: Soc. Sci. Edi., 2011, 20(2): 26-32. (in Chinese)

[12] 颜蕾, 洪德胜, 郑淑真. 重庆市环境库兹涅茨曲线实证分析[J]. 重庆理工大学学报: 自然科学版, 2014, 28(12): 36-41.

YAN L, HONG D S, ZHENG S Z. Environmental Kuznets curve in Chongqing empirical analysis [J]. Journal of Chongqing University of Technology: Nat. Sci. Edi., 2014, 28(12): 36-41. (in Chinese)

[13] 谷蕾, 马建华, 王广华. 河南省 1985—2006 年环境库兹涅茨曲线特征分析[J]. 地域研究与开发, 2008, 27(4): 113-116.

GU L, MA J H, WANG G H. Analysis on the environmental Kuznets curve of Henan Province in the year of 1985—2006 [J]. Area Research and Development, 2008, 27(4): 113-116. (in Chinese)

[14] 尚建勋, 时忠杰, 高吉喜, 等. 呼伦贝尔沙地樟子松年轮生长对气候变化的响应[J]. 生态学报, 2012, 32(4): 1077-1084.

SHANG J X, SHI Z J, GAO J X. Response of tree-ring width of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* to climate change in Hulunbuir sand land, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(4): 1077-1084. (in Chinese)

[15] 熊伟, 王彦辉, 于彭涛, 等. 六盘山南坡华北落叶松树干直径生长及其对气象因子的响应[J]. 生态学报, 2007, 27(2): 432-441.

XIONG W, WANG Y H, YU P T, et al. The growth in stem diameter of *Larix principis-rupprechtii* and its response to meteorological factors in the South of Liupan mountain[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(2): 432-441. (in Chinese)

[16] 高洪娜, 高瑞馨. 气象因子对树木生长量影响研究综述[J]. 森林工程, 2014, 30(2): 6-9.

GAO H N, GAO R X. Review on the impacts of meteorological factors on the gymnosperms growth survey[J]. Forest Engineering, 2014, 30(2): 6-9. (in Chinese)

[17] 蒋冲, 王飞, 穆兴民, 等. 气候变化对秦岭南北植被净初级生产力的影响(I)——近 52 年秦岭南北气候时空变化特征分析[J]. 中国水土保持科学, 2012, 10(5): 56-63.

JIANG C, WANG F, MU X M, et al. Effects of climate change on net primary productivity of vegetation in the northern and southern regions of the Qinling Mountains(I): temporal and spatial characteristics of climate change in recent 52 a[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2012, 10(5): 56-63. (in Chinese)

[18] 张胜利. 南水北调中线水源林水质年际变化及趋势——以秦岭火地塘天然林为例[J]. 林业科学, 2008, 44(2): 15-22.

ZHANG S L. Annual changes and trends in the water quality of the forest water supply region for the middle line of the South-to-North Water Transfer Project——a case study from the Huoditang natural forest area[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2008, 44(2): 15-22. (in Chinese)

[19] BOUWAN A F, LEE D S, ASMAN W A H, et al. A global high-resolution emission inventory for ammonia[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1997, 11(4): 561-587.

[20] ASMAN W A H, SUTTON M A, SCHJØRRING J K. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition[J]. New Phytol, 1998, 139: 27-48.

[21] HEEB N V, FORSS A, BRUHLMANN S, et al. Three-way catalyst-induced formation of ammonia-velocity and acceleration-dependent emission factors [J]. Atmospheric Environment, 2006, 40: 5986-5997.

[22] BATTYE W, ANEJA V P, ROELLE P A. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37: 3873-3883.

[23] 方运霆, 莫江明, Peru underesn, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, 24(7): 1523-1531.

FANG Y T, MO J M, PERU UNDERESN, et al. Nitrogen transformations in forest soils and its responses to atmospheric nitrogen deposition: a review [J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(7): 1523-1531. (in Chinese)

[24] 张胜利, 李光录. 秦岭火地塘森林生态系统不同层次的水质效应[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1838-1844.

ZHANG S L,LI G L. The effects of different components of the forest ecosystem on water quality in the Huoditang forest region, Qinling Mountain Range[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007,27(5):1838-1844. (in Chinese)

[25] 江泉,曹莹雪,杨建军. 气候变化对陕西省大气污染潜势的影响[J]. 环境工程技术学报,2017,7(3):278-284.

JIANG Q.CAO Y X,YANG J J. Analysis of climate change impact on air pollution potential in Shaanxi[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2017, 7 (3): 278-284. (in Chinese)

[26] 吴逊涛,邵建斌,马宇,等. 210 国道对牛背梁保护区野生动物迁移扩散的影响[J]. 陕西林业科技,2011(2):24-27.

WU X T,SHAO J B,MA Y,*et al.* The effect of 210 national highway on the migration and diffusion of the wild animals in Niubeiliang nature reserve[J]. Shaanxi Forest Science and Technology,2011(2):24-27. (in Chinese)

[27] 周光益,徐义刚,吴仲民,等. 广州市酸雨对不同森林冠层淋溶规律的研究[J]. 林业科学研究,2000,13(6):598-607.

ZHOU G Y,XU Y G,WU Z M,*et al.* Influences of acid rain on crown leaching of chemical ions in different forest ecosystem in Guangzhou[J]. Forest Research, 2000, 13 (6): 598-607. (in Chinese)

[28] 谭芳林,雷瑞德,王志洁. 锐齿栎林生态系统对水质影响的研究[J]. 福建林业科技,1999,26(2):1-5.

TAN F L,LEI R D,WANG Z J. Effects of the sharp-tooth oak forest ecosystem on the water quality[J]. Journal of Fujian Forestry Sci. & Tech. ,1999,26(2):1-5. (in Chinese)

[29] 张亦驰,李林,史喜林,等. 土壤钾素形态及有效性的研究进展[J]. 吉林农业科学,2013,38(6):52-54.

ZHANG Y C,LI L,SHI X L,*et al.* Progress on researches of soil potassium forms and effectiveness[J]. Journal of Jilin Agricultural Sciences,2013,38(6):52-54. (in Chinese)

[30] 刘俐,周有亚,宋存义,等. 模拟酸雨淋溶下红壤中盐基离子释放及缓冲机制研究[J]. 环境科学研究,2008,21(2):49-55.

LIU L,ZHOU Y Y,SONG C Y,*et al.* Release of basic cations in red soil under simulated acid rain and buffering mechanism[J]. Research of Environmental Sciences,2008,21(2):49-55. (in Chinese)

[31] 吴飞华,刘廷武,裴真明,等. 酸雨引起森林生态系统钙流失研究进展[J]. 生态学报,2010,30(4):1081-1088.

WU F H,LIU T W,PEI Z M,*et al.* Calcuim depletion in forest ecosystem induced by acid rain;a review[J]. Acta Ecologica Sinica,2010,30(4):1081-1088. (in Chinese)

[32] 滕志宏,蔡秋芳,余美印. 陕西柞水天然岩溶洞的地质成因浅析[J]. 西北大学学报:自然科学版,1999,29(1):53-58.

TENG Z H,CAI Q F,YU M Y. An analyse on geological and geographycal causes of formation of natural Karst caves in Zhashui,Shaanxi[J]. Journal of Northwest University: Nat. Sci. Edi. ,1999,29(1):53-58. (in Chinese)

[33] 赵晓静,张胜利,马国栋. 间伐强度对秦岭锐齿栎林冠层和枯落物层水化学效应的影响[J]. 生态学报,2015,35(24):8155-8164.

ZHAO X J,ZHANG S L,MA G D. Effects of thinning intensity on rain water chemistry of canopies and litters of *Quercus aliena* var. *acuteserrata* in Qinling Mountain[J]. Acta Ecologica Sinica,2015,35(24):8155-8164. (in Chinese)

[34] 马国栋,张胜利,赵晓静. 秦岭松栎混交林土壤对雨水淋溶液 pH、Cd、Pb、Zn 的影响[J]. 西北农林科技大学学报:自然科学版,2014,42(6):107-114.

MA G D,ZHANG S L,ZHAO X J. Effect of soil in pine-oak mixed forest on pH,and contents of Cd,Pb,and Zn in simulated rainfall leachate[J]. Journal of Northwest A&F University:Nat. Sci. Ed. ,2014,42(6):107-114. (in Chinese)

[35] 李伟,张胜利,孟庆旭,等. 秦岭华山松林生态系统对大气降水水化学特性的影响[J]. 西北林学院学报,2016,31(5):15-22.

LI W,ZHANG S L,MENG Q X,*et al.* Effects of *Pinus armandii* forest ecosytem on the chemical features of atmospheric rainfall water in Qinling Mounstains[J]. Journal of Northwest Forestry University,2016,31(5):15-22. (in Chinese)

[36] 雷瑞德,吕喻良. 锐齿栎林生态系统对水质的影响及评价[J]. 西北林学院学报,2003,18(4):1-4.

LEI R D,LV Y L. Effects and estimation of *Quercus aliena* var. *acuteserrata* forest ecosystem on water quality[J]. Journal of Northwest Forestry University,2003,18(4):1-4. (in Chinese)

[37] 刘菊秀. 酸沉降对森林生态系统影响的研究现状及展望[J]. 生态学杂志,2003,22(5):113-117.

LIU J X. Current and future study about effects of acid deposition on forest ecosystems[J]. Chinese Journal of Ecology, 2003,22(5):113-117. (in Chinese)