

基于生命周期分析的页岩气开采废水 治理方案的综合评价



重庆大学硕士学位论文
(学术学位)

学生姓名：谭 茜

指导教师：张代钧 教 授

专 业：环境科学与工程

学科门类：工 学

重庆大学资源及环境科学学院

二〇一七年五月

The Comprehensive Evaluation of Schemes for Treatment and Disposal of Shale gas Wastewater Based on Life Cycle Analysis



A Thesis Submitted to Chongqing University
in Partial Fulfillment of the Requirement for
Professional Degree

By

Tan xi

Supervised by Prof. Zhang Daijun

Specialty: Environmental Science and Engineering

College of Resources and Environmental Science

Chongqing University, Chongqing, China

May 2017

摘 要

页岩气作为一种新型的非常规天然气能源,在世界范围内的迅速崛起改变了全球能源格局,在稳定世界能源供应和经济发展方面发挥了重要的作用。作为开发页岩气的主要技术,水力压裂在实现页岩气增产的同时对环境存在极大的不良影响,尤其是伴随页岩气开采的返排废水和采出废水,由于其成分复杂、处理困难,已经成为阻碍页岩气开采的主要因素。虽然国内外陆续研发出不同的页岩气开采废水处理 and 处置技术方案,然而我国有关页岩气开采废水治理方案的评价往往集中于处理技术优缺点的衡量,尤其是对处理技术的技术性参数、经济投入的分析等,考虑其环境影响很少。因此,本文的目的是基于生命周期分析发展一种页岩气开采废水治理方案的评价方法,从环境影响、经济影响和技术性能三个方面综合优选方案。

通过文献和实地调研等方式对我国和美国的页岩气开采废水处理和处置技术方案进行了梳理,利用清单分析工具从环境影响、经济影响和技术性能三个方面对方案进行分析;选取 13 项评价指标构建了一套综合评价指标体系,借鉴综合指数法建立了页岩气开采废水治理方案综合效益的评价模型;采用层次分析法,通过问卷调查的途径确定评价指标的权重。评价指标的权重结果显示,环境要素对治理方案综合效益的影响最大,其次为经济要素,技术性能对综合效益的影响最小。

为验证评价模型的可操作性,本文以调研区块的三种不同页岩气开采废水治理方案为研究对象进行实例分析。通过计算方案 A、方案 B、方案 C 的环境影响评价价值,分别为 0.363, 0.301, 0.065,得出三种治理方案对环境影响的贡献有所差异。同时,应用综合效益评价模型计算出各治理方案的综合得分,其中,方案 A 得分为 0.849,方案 B 得分为 0.509,方案 C 得分为 0.212。根据计算结果和不同指标的实测值,在对三种方案的优缺点进行分析的基础上,为调研区块的页岩气开采废水治理提出了建议:优先考虑方案 A 作为该区块的废水治理方案,当现场处置无法满足处理量或出水水质需求时,可优先考虑采用方案 B。

综合评价方法包含了页岩气开采废水治理的全过程,采用了层次分析法和综合指数法,为页岩气开采企业决策者及环境保护相关部门提供了一个选择、评价页岩气开采废水治理方案的思路和方法,通过改变评价模型的参数,方法可应用于评价不同的页岩气开采废水治理方案。

关键词: 页岩气开采; 废水治理方案; 生命周期清单分析; 综合评价; 层次分析法

ABSTRACT

Shale gas as a new type of unconventional natural gas energy, the rapid rise of the worldwide has changed the pattern of global energy. Furthermore, in improving the mining of energy supply and promoting economic development, it plays an important role. As the main technology of shale gas exploitation, hydraulic fracturing technology implements of shale gas production at the same time exist great adverse impact on the environment. The complicated composition, the special nature and the difficulties to deal of fracturing wastewater generated in the hydraulic fracturing process, even become the main causes of shale gas restricted in many areas. Thus, Shale gas mining countries have developed different fracturing wastewater disposal technologies and solutions. However, at present about fracturing evaluation tend to focus on the treatment technology of wastewater disposal scheme measure of the advantages and disadvantages, especially for the analysis of the technical parameters of processing technology, economic investment, etc. There is no objective and comprehensive evaluation method about the process of the whole fracturing wastewater in China. Therefore, this article mainly studies fracturing wastewater disposal, the construction of the comprehensive evaluation system in wastewater disposal scheme and its application in the relevant evaluation method.

Based on the life cycle assessment method and chromatography analysis theory, through literature review and field research methods, it summarizes current situation of sewage disposal of our country and the United States, and discussed the effects generated in the process of fracturing wastewater disposal using listing analysis tool. From environmental impact, economic impact, and technical performance, we selects 13 indexes and established a relatively perfect comprehensive evaluation index system to evaluate fracturing of wastewater disposal scheme. According to the established evaluation index system, by reference to the calculation of the comprehensive index method, we established the evaluation model to comprehensive benefit of fracturing wastewater disposal scheme. In addition, using the analytic hierarchy process, determine the weights of selected indicators by questionnaire. Five scale method is introduced determine the accuracy and rationality of the evaluation results, and the introduction of MATLAB software is greatly reduce the workload of calculation.

As can be seen from the result of the weight of each index, environmental elements

has the maximum impact on disposal scheme of comprehensive benefits, is 0.366, followed by economic factors, is 0.322, the technical performance has the minimum impact on the comprehensive benefit, is 0.311. To test the operability of assessment model, we based on the three different fracturing wastewater disposal scheme on research area as the research object, for instance analysis. Through calculation of Scheme A, B and C, the environmental impact evaluation are 0.363, 0.301, 0.065, the contribution of three kinds of disposal schemes to the environmental impact are different. At the same time, the application of comprehensive benefit evaluation model to calculate the comprehensive score of each disposal scheme, plan A score is 0.849, plan B score is 0.509, program C score of 0.212. According to the calculation results and measured values of different indicators, we analyzes the advantages and disadvantages of each scheme, and to research blocks fracturing wastewater disposal are proposed, such as the preferred scheme A as wastewater disposal scheme of the module, when the site can't meet the demand of processing or effluent disposal, we may consider to use plan B.

We adopted the theory of life cycle assessment (LCA) and its listing analysis tools to analysis of the effects of fracturing waste water disposal scheme. When constructing evaluation model, we used the analytic hierarchy process (AHP) and comprehensive index method. Evaluation throughout the whole process of fracturing wastewater disposal. Established model has certain scientific applicability and provides shale gas enterprise decision-makers and the related department of environmental protection thoughts and methods to select and evaluate the fracturing wastewater disposal scheme. Through changing the parameters of assessment model, we applied it in the evaluation of different locations of fracturing wastewater disposal scheme.

Keywords: shale gas extraction; schemes of wastewater treatment and disposal; inventory analysis of life cycle; comprehensive evaluation; analytic hierarchy process

目 录

中文摘要.....	I
英文摘要.....	III
1 绪 论.....	1
1.1 研究背景与意义.....	1
1.1.1 课题的研究背景.....	1
1.1.2 课题的研究意义.....	2
1.2 国内外研究现状.....	3
1.2.1 页岩气开采废水的治理现状.....	3
1.2.2 页岩气开采废水治理方案的评价现状.....	13
1.3 研究内容和技术路线.....	15
1.3.1 研究内容.....	15
1.3.2 技术路线.....	16
2 页岩气开采废水治理方案的评价方法.....	17
2.1 评价方法.....	17
2.1.1 层次分析法.....	17
2.1.2 生命周期评价法.....	19
2.2 开采废水治理方案清单分析.....	20
2.2.1 明确评价目标及范围.....	20
2.2.2 废水收集转运阶段清单分析.....	21
2.2.3 废水处理阶段清单分析.....	23
2.2.4 出水处置阶段清单分析.....	27
2.3 小结.....	28
3 页岩气开采废水治理方案评价模型的构建.....	29
3.1 构建评价指标体系.....	29
3.1.1 指标体系的构建原则.....	29
3.1.2 评价指标的选取.....	30
3.1.3 确定评价指标体系.....	32
3.1.4 评价指标的量化.....	32
3.2 评价模型的构建.....	34
3.2.1 评价模型的假设与前提.....	34
3.2.2 确定评价模型.....	35

3.2.3 权重的确定	35
3.2.4 治理方案的环境影响评价	38
3.2.5 治理方案的经济影响评价	39
3.2.6 治理方案的技术性能评价	40
3.2.7 治理方案的综合评价	41
3.3 小结	42
4 页岩气开采废水治理方案综合评价的实例应用	43
4.1 方案 A—就地处理后回用	43
4.2 方案 B—集中处理后回用	44
4.3 方案 C—集中处理后外排	46
4.4 页岩气开采废水治理方案的综合效益评价	47
4.4.1 指标值无量纲化	47
4.4.2 综合评价及结果分析	51
4.5 小结	52
5 结论与展望	53
5.1 结论	53
5.2 展望	54
致 谢	55
参考文献	57
附 录	65
A. 作者攻读硕士学位期间发表的论文	65
B. 作者攻读硕士学位期间参研的课题	65

1 绪 论

1.1 研究背景与意义

1.1.1 课题的研究背景

随着世界能源需求量的日益递增以及全球能源格局的调整,以页岩气、煤层气、致密砂层气等为代表的新型非常规天然气在世界范围内崛起。其中,美国在实现页岩气资源商业开发后,页岩气成为其重要的能源供给之一,使美国的能源格局及经济发展发生了巨大的变化,页岩气的成功开采使得美国的天然气储量增加了近 40%,使得美国的对外能源依存度降至 20 世纪 80 年代来的最低水平^[1]。美国能源信息署(EIA)统计数据显示,截止 2014 年 12 月,美国已经成为全球第一大天然气生产国。EIA 同时预测,美国将在 2020 年踏入天然气净出口国的行列,到 2035 年美国将实现能源自给自足^[2]。

随着能源消耗的迅猛发展,作为世界页岩气储量大国,我国越来越重视页岩气行业的发展,在国家和地方政策的支持下,不断完善页岩气开采技术,逐步实现了页岩气商业化开采。“十二五”期间,我国页岩气勘探开发曾取得重大突破,成为继美国、加拿大之后第三个实现页岩气商业规模化开发的国家。国土资源部于 2016 年发布的矿产资源报告显示,“十二五”期间,我国累计探明的页岩气地质储量为 5441 亿立方米^[3]。“十三五”期间,国家能源局于 2016 年 9 月发布的《页岩气发展规划(2016-2020 年)》,深度剖析了目前限制我国页岩气大规模发展的主因,部署了大力推进页岩气技术攻关、加强国家级页岩气示范区建设等四大任务,明确要求加快我国页岩气产业的发展步伐,力争 2020 年页岩气产量实现 300 亿立方米^[4]。此外,2016 年 12 月发布的《能源发展“十三五”规划》中明确指出,要求加强页岩气开采技术的发展,努力实现新突破;继续加大页岩气、煤层气等非常规资源的调查评价,积极扩大规模化开发利用;积极推进重庆涪陵、四川长宁-威远等国家级页岩气示范区建设^[5]。作为我国页岩气开采重点发展地区,重庆市出台的《重庆市页岩气产业发展规划(2015-2020 年)》提出,到 2017 年,实现页岩气产能 150 亿立方米;到 2020 年,实现页岩气产能 300 亿立方米,将重庆建成全国页岩气勘探开发和生态环境保护的综合示范区。

页岩气在提高各国能源供应、带动其经济发展的同时,其独特的赋存状态和储层的低渗透性使页岩气开采存在一定的技术难点,目前国内外常用的页岩气开采核心技术为水力压裂技术。

然而,水力压裂活动不仅需要消耗大量的水资源,压裂活动所使用的压裂液中包含了大量的减阻剂、防垢剂、杀菌剂和表面活性剂等化学物质。有研究表明,

2005—2009 年,近 750 种化学物质被用于压裂液的配置,其中包括胡桃壳、咖啡色渣液等无毒组分,同时包括 29 种有毒物质^[6]。压裂液在压裂活动结束后,预期会有 8%~70%将会返回至地表,形成压裂废水。这些压裂废水中不仅保留了原有压裂液的无毒或有毒的化学物质,而且由于长时间与地层演示接触,可能混入有机物、天然放射性物质等多种污染物,一旦排入地表水将造成地表水体的严重污染。据统计,美国宾夕法尼亚州在页岩气开采过程中共发生 2988 起事故,其中有 1144 起环境事故,地表水污染占 30.2%,水土流失占 24.6%,水泥套管问题占 8.7%^[7]。这表明水力压裂技术可能带来的环境问题存在极大的不可预测性,同时导致部分地区的页岩气开采受到限制。由于无法确保水力压裂活动的环境可靠性,英国政府于 2011 年实施了长达 18 个月的水力压裂开采页岩气禁令。

对此,世界各页岩气开采国先后参与到压裂废水处理、处置技术的研究与应用中。美国研发并投入使用的压裂废水处理技术包括自然蒸发、臭氧氧化、电絮凝、反渗透和多效蒸馏等。我国页岩气开采起步较晚,对于压裂废水的处理技术研究多处于实验阶段。由于不同的页岩气开采地区产生压裂废水的水质存在较大差异,不同地区适用的处置技术也不相同。对此,在引入或投入使用某项压裂废水处置技术前,通常需要对该技术进行分析评价或与其他进行对比分析,尽可能减少压裂废水对开采区块环境造成的影响,并减少成本投入。

1.1.2 课题的研究意义

页岩气开采过程中不断出现的环境问题促使各页岩气开采国逐步建立起页岩气开采的环境保护规范,尤其是对水力压裂活动的监管不断取得突破。美国作为引领世界页岩气开采热潮的国家,近年来不断研发新技术用以处理页岩气开采废水,多项技术已成功投入实践。我国页岩气尚未驶入规模化发展阶段,开采废水对环境的威胁仍缺乏有效的控制。目前我国研发的压裂废水处理技术较少,使用的技术多引自美国。然而,页岩气开采运营商在技术引进时主要考虑经济成本问题,且由于缺乏科学合理、客观公正的评估指标体系和评估方法,在实现技术引进时通常无法快速、准确的判断某项技术的适用性 or 从不同的技术中选择出最优者,这种现状也给环境管理部门对于压裂废水处置的管理造成了一定的困难,使得我国的页岩气开采压裂废水的管理工作受到了很大的限制。

本研究立足于页岩气开采过程废水环境影响分析,对页岩气开采废水特性及其处置现状进行调研梳理。借鉴生命周期评价(LCA)的思想,运用层次分析法和 LCA 清单分析工具,构建相应的评价指标,建立了页岩气开采压裂废水治理方案的综合评价模型。本文所指废水治理方案是指包含废水处置途径及处理工艺技术在内的整体方案。

研究成果可以为页岩气开采压裂废水处理处置的相关研究提供参考;由于评

价体系统筹考虑了技术性能指标及经济性指标，可以为页岩气开采运营商快速、合理地选择合适的压裂废水处理技术，制定较为完善的治理方案提供依据；此外，本文建立的评价模型可以通过更改权重、参数，针对不同地区的特点进行具体的方案评价，从而为环境管理部门进行页岩气开采水力压裂活动的环境监管及决策提供一定的技术支撑。

1.2 国内外研究现状

1.2.1 页岩气开采废水的治理现状

水力压裂过程中，注入地层的压裂液中含有大量的支撑剂和化学添加剂。压裂活动结束后，一旦解除钻井泵压，随着井内压力的释放，部分压裂液混合地层水将回流至地表，形成初期返排液。此后，在产气集输过程中，随着气液分离会产生生产废水。目前，国内外对于返排液和生产废水缺少明确的统一定义。José M. Estrada 指出，关于“返排液”和“生产废水”两者的定义和区别界限是模糊的，仅用来判断页岩气开采井的运行阶段。Ziemkiewicz 等认为，定义“返排液”和“生产废水”差别是比较困难的，两个词可以互换使用。Andrii Butkovskyi 等学者则将“返排液”与“生产废水”统称为“开采废水”（FPW）。

据美国环境保护署（EPA）报道，与常规油气开采废水处理难点不同，页岩气开采废水中含有的主要污染组分包括：①悬浮物；②有机物，如 BTEX、PAHs；③盐类，Marcellus 页岩区 TDS 浓度通常在 100000mg/L；④天然放射性物质，如美国 Marcellus 页岩区含有的 226Ra 和 228Ra；⑤铁离子和重金属离子。调研美国主要的页岩气开采区——Marcellus、Barnett 地区及我国重庆涪陵焦石坝页岩气开采区的部分水质，结果如下表 1.1。

表 1.1 国内外页岩气开采废水水质成分

Table 1.1 domestic and international water quality components
of shale gas production water

化 学 成 分	测 量 单 位	Marcellus 页岩区水力压裂 5 天后产出水所含化学成分区间值	Marcellus 页岩区压裂 14 天后产出水所含化学成分区间值	重庆涪陵焦石坝页岩区初期开采废水组分	重庆涪陵焦石坝页岩区后期开采废水组分
TSS	mg/L	10.8-3220	17-1150	49.33-516	422.70-434.0
TDS	mg/L	38500-238000	3010-261000	4104.444-39166	10088.90-28662.2
COD	mg/L	195-17700	228-21900	373-1280.0	572.9-1800.2

化 学 成 分	测 量 单 位	Marcellus 页岩区水力压裂 5 天后产出水所含化学成分区间值	Marcellus 页岩区压裂 14 天后产出水所含化学成分区间值	重庆涪陵焦石坝页岩区初期开采废水组分	重庆涪陵焦石坝页岩区后期开采废水组分
Na^+	mg/L	10700-65100	26900-9500	2818-5559	11890
Fe	mg/L	21.4-180	13.8-242	6.41-89.37	65.38-76.99
NO_3^-	mg/L	<0.1-1.2	<0.1-0.92	0.704-37.915	19.34-205.12
Cl^-	mg/L	26400-148000	1670-181000	1263.36-21644.78	7907.75-21014.47
SO_4^{2-}	mg/L	2.4-106	<10-89.3	205.115-455.28	205.12-221.43

备注：空白表示未进行测量。本表数据根据参考文献^[8]和^[9]整理。

分析上表发现，美国 Marcellus 页岩区压裂废水 TSS 浓度范围为 17 mg/L—3,220 mg/L，重庆涪陵焦石坝页岩的压裂废水 TSS 浓度范围在 49.33 mg/L—516 mg/L，我国要求回用废水的 TSS 浓度低于 150，美国 EPA 则将回用废水的 TSS 浓度限制在 50~1500 范围内。可以看到，开采废水的 TSS 浓度普遍高于排放标准规定的数值。重庆涪陵焦石坝页岩的压裂废水 TDS 浓度范围在 4104.444 mg/L—28662.2 mg/L，其最低浓度高于表 3 显示的美国地区最低 TDS 浓度 3,010 mg/L，高于我国 TDS 地方标准数倍（限值为 500 mg/L）。重庆涪陵焦石坝页岩压裂废水 COD 浓度范围在 373 mg/L—1800.2 mg/L，其最小值大于美国地区报道的最小值 195 mg/L，高于《污水综合综合排放》一级标准规定的值 100 mg/L。

可以看到，页岩气开采废水成分复杂，性质特殊，且总体呈现出 TDS 高、有机物含量高及高 SS 的特点。其含有的典型污染物质会对河流、农业灌溉等造成较为严重的危害，必须对其加以处理限制。Andrew J. Kondash 在相关研究中指出，高盐度是处理压裂废水面对的主要问题，甚至成为影响废水处理技术选择的重要因素。通常随着压裂活动时间的增加，TDS 浓度变高。其中，氯离子是最重要的盐度贡献离子，占到 50%以上的 TDS 浓度。此外，构成开采废水盐度的还包括钙，镁，钡，锶，钾或溴等离子。

在美国，早期的页岩气开采废水通过市政污水处理厂处理后外排，由于开采废水性质特殊、成分复杂，导致市政污水处理厂难以处理达标，从而造成严重的环境问题。美国对于开采废水的处置方式也从最初的处理外排为主，逐渐过渡到以处理回用为主，目前常用的页岩气开采废水处置途径包括：①深井灌注；②处理后回用于水力压裂或其他生产活动；③深度处理后达标外排

有研究对美国最大的页岩气区块——Marcellus 页岩田的开采废水处置途径进

行调查统计，统计结果如下图 1.1^[10]。

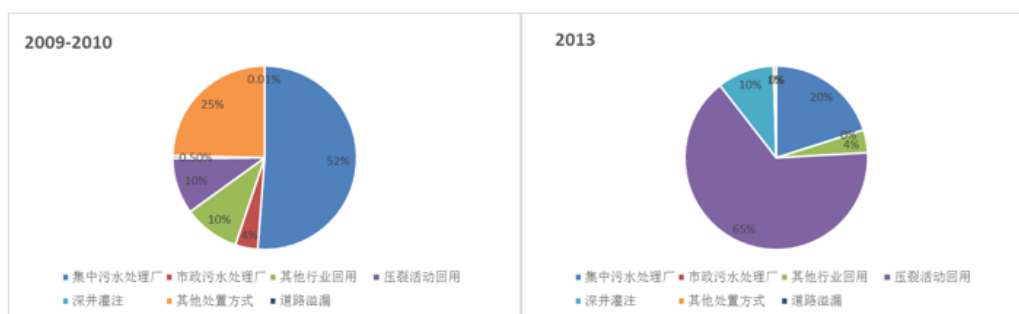


图 1.1 美国 Marcellus 页岩田页岩气开采废水治理途径

Figure 1.1 Disposal methods of shale fracturing wastewater in Marcellus

分析上图发现，在 Marcellus 页岩田，2009 年到 2010 年间，通过市政污水处理厂处理后外排的页岩气开采废水占比 4%，通过商业集中污水处理厂处理后外排或回用的页岩气开采废水占比 52%，直接处理后回用的页岩气开采废水占比 20%。可见，外排是 Marcellus 页岩田开采废水的主要治理途径。

到 2013 年，Marcellus 页岩田的开采废水不再通过市政污水处理厂进行处理，通过商业集中污水处理厂处理后外排或回用的页岩气开采废水占比从原来的 52% 降至 20%，直接处理后回用的页岩气开采废水占比则从 20% 增至 69%，成为 Marcellus 页岩田开采废水的主要治理途径。同时，深井灌注治理途径也逐渐兴起，通过该途径处置的页岩气开采废水，占比从 2009 年与 2010 年间 0.5% 上升为 10%。

该区域内的 Range Resources 公司在 2009 年就实现了 17% 以上的页岩气井在施工过程中实施返排液回用，回用的返排液占总压裂液体积的 28%。此外，Chesapeake Energy 公司实现了返排液和钻井废水 100% 回用率，至少减少了 10% 到 30% 的淡水消耗。

通过对我国重庆涪陵、四川长宁、威远、昭通等几个主要的页岩气开采区块废水处置现状进行调研，发现我国目前主要通过对开采废水进行现场撬装处理或商业集中处理后，回用于压裂液的配置。部分地区可实现达标外排，如四川长宁页岩气开采区委托商业集中废水处理机构对该区块产生的开采废水进行处理后，实现达标排放。此外，由于深井灌注风险极大且我国缺乏相关法律法规规范，该处置途径通常不作为我国页岩气开采废水的治理方式。

目前，我国对于页岩气开采废水的处理技术多处于实验探索阶段，少数已有研发出的技术在投入实际应用时，也难以达到令人满意的效果。例如，我国延长石油集团公司曾开采出模块化返排液回用处理技术，处理后的出水达到鄂尔多斯盆地页岩区的返排液回用水质标准，却未能达到国家污水综合排放标准。我国在

治理开采废水的实际应用中，多借鉴美国已成熟或市场化的设备和技术。

2012 年，美国 MIT 学者 Christina Karapatakis 对目前用以处理页岩气开采废水的常见技术进行统计分析，并按照工艺复杂程度依次分为一级处理、二级处理和三级处理技术^[11]。其中，一级处理多为物理分离技术，用以去除页岩气开采废水中含有的悬浮物、油和脂、部分有机物等；二级处理包括化学、生物处理、电解、吸附等较为复杂的技术，用以去除废水中的有机成分、钙、镁、钡等金属离子、天然放射性物质、重金属离子等；三级处理主要针对页岩气废水 TDS 浓度高的特性，用以降低页岩气开采废水的盐度，主要包括膜处理技术和热处理技术两大类。

①一级处理

常见的页岩气开采废水一级处理技术主要包括介质过滤、浮选、聚合物萃取、陶瓷膜微滤/超滤、聚合膜微滤/超滤、水力旋流器、自然蒸发池、渗透池。

1) 介质过滤

该技术通常利用核桃壳、沙、无烟煤作为过滤介质，利用压力泵使废水通过过滤介质，有效去除废水 TOC，对油和脂的去除率可达到 90%以上，水资源回收率接近 100%^[12]。该技术不需要进行废水预处理，不受废水 TDS 浓度的影响，且能耗较低，但需要额外修建介质再生处置系统，并对消耗的过滤介质进行处置^[13]。

2) 浮选

根据产生气泡的方法不同，浮选技术可被分为溶气气浮（DGF）和诱导气浮（IGF）。溶气浮选技术是通过向水中注入气体，产生气泡，对难以通过静置、沉淀去除的细小的悬浮物进行处理的过程。注入的气体通常为空气、氮气或其它惰性气体。溶气浮选能够去除粒径为 25 μm 的污染物质，有絮凝作预处理的情况下，溶气浮选能够去除粒径为 3~5 μm 的污染物质^[14]。该技术的水资源回收率接近 100%，有效去除微小悬浮物，同时能较好的去除废水中的油和脂、挥发性有机物等，对污染物的去除效率与溶气产生的浮选气泡尺寸密切相关^[15]。利用溶气浮选技术处理页岩气开采废水，需要对废水进行预处理，处理高温废水效果不理想且会产生大量含水固废需要处理。

3) 混凝絮凝

该技术是通过向废水中投加絮凝剂和助凝剂后，利用其双电层压缩，静电中和，吸附架桥，沉淀网捕等作用机理，破坏水中胶体体系的稳定性，发生絮凝，产生絮凝物，并发生吸附作用，将废水中污染物吸附在起，然后利用重力或离心力实现污染物的沉降和分离^[16]。该技术具有操作简单、处理效果好、成本低等优点，在多数页岩气压裂返排液处理工艺中，常用作预处理步骤来去除部分有机物和总悬浮颗粒物，以降低后续处理难度^[17]。

4) 宏观多孔聚合物萃取

宏观多孔聚合物萃取技术是利用固定多孔聚合物颗粒萃取液,通过液液萃取的方式,去除废水中烃类物质的工艺过程^[18]。利用该技术处理页岩气开采废水,不产生含水固废和气体污染物,对烃类去除率达到 99%以上,同时可利用低压蒸汽在浓缩溶液中回收烃类资源,处理设备全自动、易操作^[19,20]。但该技术能耗高,单位处理成本高,要求对废水进行预处理,会进一步增加总处理成本。

5) 陶瓷膜微滤/超滤

微滤/超滤陶瓷膜是由金属氧化物、氮化物或碳化物制成,使用寿命长于 10 年^[21]。陶瓷过滤膜可有效去除废水中含有的颗粒物、有机质、油和脂以及有机物,无法独立去除溶解性离子和溶解性有机物^[22]。使用该技术处理页岩气开采废水,要求对废水进行预处理,当废水中铁离子含量很高时,可能发生不可逆转的膜结垢污染。此外,过滤膜需要定期清洁,过滤膜反冲洗处理过程会产生额外的污染物。该技术可用于死端过滤和错流过滤两种操作,处理后的出水中悬浮物含量几乎为零,水资源回收率较高,通常可超过 90%^[23,24]。

6) 聚合膜微滤/超滤

微滤/超滤聚合膜是由聚丙烯腈、聚偏二乙烯等物质制成的,使用寿命为 7 年。使用该技术处理页岩气废水,要求进行预处理,且需要对过滤膜进行膜完整性测试^[22]。此外,聚合过滤膜需要定期清洁,反冲洗处理过程会产生额外的污染物。该技术可用于处理任何盐度的废水,不受 TDS 浓度的影响,处理出水中悬浮物含量几乎为零,水资源回收率较高,通常可超过 90%^[12]。

7) 水力旋流器

水力旋流器是利用物质密度的不同,实现固液或液液分离的方法^[15]。该技术可用于处理任何类型的废水,不需要预处理,不受高盐度或高有机物浓度环境的影响,不消耗化学品,不产生能耗,水资源回收率高,能有效去除开采废水中的悬浮物,油和脂的去除率达到 90%^[25]。但进水口容易结垢,会额外增加处理成本,产生的二次污染物会额外增加处理费用。

8) 自然蒸发池

自然蒸发池是通过将废水直接暴露,利用太阳能蒸发得到盐泥的废水处理技术。该技术适用于气候温暖、干燥的地区^[26]。修建蒸发池的地区要求地势平坦,且需要占用大量的土地。使用该技术处理页岩气开采废水,不要进行废水预处理,耐盐程度高,可用于处理 TDS 浓度超过 40000mg/L 的废水^[12]。处理过程中能耗极少,且不消耗化学品。

9) 渗透池

渗透池是较为常见的开采废水处理技术,在美国怀俄明州,有接近 3000 座在使用或在建设中的渗透池^[27]。渗透池通常不需要铺设衬里,部分渗透池内部呈沟

槽式或密集钻孔，以提高处理效率。该技术能去除开采废水中含有的有机物、悬浮物和重金属，处理过程中不需要消耗化学品，且能耗低。但需要占用大量的土地，需要定期监管维护，且处理效果不稳定^[15]。

②二级处理技术

这类技术主要通过化学、生物等较为复杂的工艺去除废水中的有机物、溶解性离子和天然放射性物质等污染组分。常见的页岩气开采废水二级处理技术主要包括曝气生物滤池、微电解、介质吸附、离子交换、化学氧化、紫外杀菌、高级氧化等。

1) 化学氧化

是通过向废水中投加氧化剂，与废水中的高分子有机物发生氧化反应，达到去除有机物的目的。常用的氧化剂有次氯酸钠、过氧化氢、二氧化氯等^[28]。刘真光^[29]等人对井下作业压裂液，在紫外光照射下，采用混凝-隔油-次氯酸钠的工艺进行处理，COD去除率为75%，其氧化能力超过仅用次氯酸钠氧化的效果，该法可以氧化分解一部分难处理的高分子有机物。使用该技术处理开采废水，处理设备较少，不产生二次废物，水资源回收率接近100%^[30]。但在运行过程中，需要消耗大量的化学药品，处理设备需要进行定期校准和维护。

2) 高级氧化

与初级氧化法不同，高级氧化法主要是利用活性极强的羟基自由基 $\cdot\text{OH}$ ，破坏各种难降解有机物的碳链结合键，使其快速氧化，彻底的分解为 CO_2 ， H_2O 和无机盐，不仅达到有机物去除的目的，而且不会产生二次污染^[16]。目前油气田废水处理的高级氧化技术主要包括芬顿氧化法、臭氧催化氧化法、超临界水氧化法、光催化氧化法、电催化氧化法等。高级氧化法应用范围极其广泛，可单独与其他处理工艺相结合应用，处理效果极好。

另外，臭氧催化氧化技术是一种集臭氧和催化剂催化氧化过程为一起，利用在反应中生成羟基自由基的强氧化性来降解芳香族化合物和难降解的有机污染物，可用来去除页岩气开采产生的返排水中的难降解有机物和细菌。美国Ecosphere公司采用臭氧催化氧化法联合超声波催化，利用臭氧破坏细胞壁，从而杀灭细菌、抑制结垢，达到配置后续页岩气压裂液一般的要求^[31]。

3) 曝气生物滤池

曝气生物滤池是由岩石、砾石等具有渗透性过滤介质构成，当废水流过这些介质时，随着时间的增加会逐渐在介质床表面形成微生物群体，有效去除废水中的有机物。使用该技术可去除废水中含有的原油、悬浮物、氨、COD、铁离子，重金属、有机物等，各类污染物的去除率取决于原水水质和过滤介质的水力负荷^[32]。水资源回收率接近100%，对水质、水量变化适应性较强，处理设备极少，不需要

维护,运行过程中不需要消耗化学品^[32]。处理过程产生大量含水固废需要处理,占到总处理成本的 40%,设备占地面积大,且可移动性差^[33,34]。

4) 生物处理技术

微生物法是一种利用微生物降解废水中有机物的方法,其作用机理是利用微生物的代谢作用,将废水中的溶解的胶体状的有机物转化为无机物^[35]。目前该方法尚未在页岩气开采废水的处置中实现商业化利用。

杨德敏等^[36]对页岩气压裂返排液依次经过混凝-微电解-Fenton 复合过硫酸盐催化氧化-絮凝沉淀-水解酸化多步预处理后,利用曝气生物滤池或序批式活性污泥法等生物法处理,最后进行吸附处理,出水水质达到排放标准。美国在 Pinedale Anticline 页岩气田试点应用该技术,将压裂返排液澄清过滤后进行好氧和厌氧的生物处理,生物降解残余添加剂,后期将处理后的返排液用于补充新鲜水,满足了外排的要求^[37,38]。

5) 介质吸附

常见的吸附介质包括沸石类、黏土、活性氧化铝及活性炭^[13]。当废水通过这些吸附介质时,可有效去除其中含有的铁离子、镁离子、TOC、BTEX、重金属和原油^[39]。其中重金属去除率达到 80%以上;水资源回收率接近 100%^[40]。由于吸附介质容易过度负荷,该技术通常不能作为预处理步骤,需要建设介质再生处置系统。

6) 离子交换

离子交换是借助交换树脂中的离子与废水中的离子进行交换,以达到去除废水中目标污染物的目的。该技术对很多金属都有效,包括天然放射性离子(镭 226/228、铀和 β 粒子发射源),与超滤、微滤技术一起,通常作为膜处理脱盐的预处理技术,提高后续工艺的处理效果^[41]。离子交换对重金属去除率达到 80%以上;水资源回收率接近 100%,处理设备易结垢,在交换树脂的再生处理过程中需要消耗大量的化学品,处理设备运行费用高^[42,43]。

7) 微电解法

该技术通常以铁屑为阳极、活性炭为阴极,利用金属腐蚀原理,引发阴极氢原子与污染物之间的氧化还原反应、不溶性污染物与悬浮物之间的混凝沉降以及单核络合物之间的电富集等协同反应,从而达到压裂返排液处理的目的^[44]。该方法的优点是成本低、适用范围广,缺点是处理装置易钝化、要求处理废水的 pH 为酸性。

8) 电絮凝技术

电絮凝技术是在电源的作用下,利用铁板或铝板作为电絮凝反应器的阳极,经过电解发生氧化反应而产生铁、铝等离子,这些离子经过水解、聚合及亚铁的

氧化反应生成各种絮凝剂,使废水中的胶体污染物、悬浮物在絮凝剂的作用下失去稳定性,并吸附聚集成肉眼可见的大絮体;阴极会产生氢气形成微小的气泡吸附在絮体的表面,从而达到分离。电絮凝主要去除压裂返排液中的悬浮物和重金属离子,同时能去除大部分油脂及铁离子,其处理后的出水可用来配置压裂液^[12]。

9) 紫外杀菌

紫外光杀菌是一种使用率极高的初灭菌技术,该技术简单易操作,不需要消耗化学品,且不产生消毒副产物。该技术不受废水 TDS 浓度的影响,需要预处理,水资源回收率接近 100%。运行过程需要较少的监管,不适合处理浊度较高的废水,需要定期清洁和更换 UV 灯,UV 灯的使用寿命约为 5000 到 8000 小时^[12]。

③三级处理技术

三类处理技术主要针对页岩气开采废水盐度高的污染特性,用以去除废水中的 TDS 组分。常见的页岩气开采废水三级处理技术主要分为膜处理和热处理两大类,其中,膜处理技术又可分为压力驱动膜处理和电驱动膜处理。

1) 膜处理技术

a. 纳米过滤

纳米过滤是利用孔径极小的过滤膜去除粒径大于 $0.001\mu\text{m}$ 的污染物质,通常作为反渗透的预处理技术,过滤膜的使用寿命通常为 3-7 年^[45]。可用于处理 TDS 浓度在 20000mg/L 以下的废水,水资源回收率为 75%~90%^[46]。纳米过滤技术具有不易受废水酸碱性影响,自动化程度高,可以通过使用能量回收系统减少能源消耗,降低处理成本,水资源回收率较高等优点。同时,该技术对有机/无机组分敏感性程度高,使用该技术处理页岩气开采废水,需要进行废水预处理,给水温度不易超过 45°C ,反冲洗周期较长^[47]。

b. 海水反渗透

反渗透是利用外界施加的压力,克服反渗透膜两侧的淡水与盐水的渗透压,使高盐废液中水分子向逆渗透压方向扩散,实现盐-水分离。海水反渗透技术可以去除粒径大于 $0.0001\mu\text{m}$ 的污染物质,可用于处理 TDS 浓度在 45000mg/L 以下的废水,渗透膜的使用寿命通常为 3-7 年,水资源回收率为 30%~60%^[48]。该技术具有不易受废水酸碱性影响,自动化程度高,可以通过使用能量回收系统减少能源消耗,降低处理成本,预处理可以极大的提高处理效果等优点。同时,该技术对有机/无机组分敏感性程度高,需要对废水进行预处理,且给水温度不易超过 45°C 。

c. 盐水反渗透

盐水反渗透技术可用于处理 TDS 浓度在 25000mg/L 以下的废水,渗透膜的使用寿命通常为 3-7 年,水资源回收率为 60%~85%^[49]。该技术具有不易受废水酸碱性影响,自动化程度高,可以通过使用能量回收系统减少能源消耗,降低处理成

本, 预处理可以极大的提高处理效果等优点。同时, 该技术对有机/无机组分敏感性程度高, 需要对废水进行预处理, 且给水温度不易超过 45℃。

d. 正渗透

正渗透技术是利用膜两侧的渗透压差驱动盐碱水中的水从低渗透压侧透过半渗透膜进入高渗透压侧, 使盐碱水达到脱盐的目的。该技术可用于处理 TDS 浓度在 35000 mg/L 以下的废水, 渗透膜的使用寿命通常为 3-7 年^[50]。当该技术与反渗透技术组合使用, 处理页岩气开采废水, 水资源回收率可超过 96%^[51]。正渗透技术具有设备自动化程度较高, 水资源回收率较高, 产生废物较少等优点。同时, 对废水酸碱程度敏感, 需要对进水进行预处理。处理过程中需要消耗阻垢剂, 防止处理膜结垢污染, 处理设备占地面积较大、可移动性较差。

e. 膜蒸馏技术

膜蒸馏技术是以疏水性多孔膜两侧的蒸汽压差为推动力, 使热侧蒸汽分子穿过膜孔后在冷侧冷凝富集, 可看作是膜过程与蒸馏过程的集合。可用于处理 TDS 浓度在 250000 mg/L 以下的废水, 渗透膜的使用寿命通常为 3-7 年, 水资源回收率为 60%~95%^[52]。该技术可以利用其它设备产生的余热驱动处理设备, 具有设备自动化程度较高, 水资源回收率较高, 产生废物较少等优点。同时, 渗透膜对表面活性剂敏感程度高, 需要对进水进行预处理。对有机物的去除能力较差, 处理过程中需要消耗阻垢剂, 防止处理膜结垢污染, 设备占地面积较大、可移动性较差^[53]。

f. 电渗析

电渗析是在直流电场作用下, 利用离子交换膜的选择透过性, 带电离子透过离子交换膜定向移动, 从水溶液和其他不带电组分中分离出来, 从而对溶液的浓缩、淡化、精制和提纯。可用于处理 TDS 浓度在 35000 mg/L 以下的废水, 交换膜的使用寿命通常为 4-5 年, 水资源回收率为 80%~90%。使用电渗析处理页岩气开采废水, 不需要特殊的基建设施, 且对环境敏感程度较弱。但该技术对页岩气废水的处理目前仅停留在试验阶段, 且水质变化适应性较差, 需要高水平的操作人员, 处理设备需要定期维护和化学清洗。

g. 反向电渗析

当废水通过驱动膜可以分离溶解性离子, 反电渗析通过反转电极的极性来减少水垢的产生。可用于处理 TDS 浓度在 8000 mg/L 以下的废水, 交换膜的使用寿命通常为 4-5 年, 水资源回收率为 80%~90%^[54]。使用反向电渗析处理页岩气开采废水不需要特殊的基建设施, 且对环境敏感程度较弱。但该技术对页岩气废水的处理目前仅停留在试验阶段, 对水质变化适应性较差, 需要高水平的操作人员, 且设备需要定期维护和化学清洗。

h. 电容去离子

电容去离子技术又称为电吸附技术,是通过在电极上施加低电压后,溶液中阳离子、阴离子或带电粒子在电场力和浓度梯度作用下分别向两极迁移,吸附于电极表面形成双电层,从而达到脱盐或净化的目的。可用于处理 TDS 浓度在 6000 mg/L 以下的废水,使用寿命通常为 10 年,水资源回收率可达到 80%^[55]。该技术具有占地面积少,可移动性好,需要较少的监管,且只需要简单预处理等优点。同时,该技术对非离子物质去除效果较差,例如硼和有机物。

2) 热处理技术

a. 多效蒸馏

多效蒸馏是通过将几个蒸发器串联进行蒸发操作,利用蒸汽直接加热废水,蒸发出洁净蒸汽的方法,从而节省热量的蒸馏脱盐方法。该技术可用于处理 TDS 浓度在 100000 mg/L 以下的废水,使用寿命通常为 20 年,水资源回收率为 20%~35%^[56, 57]。具有对预处理要求较低、需要的劳动力成本较低,能耗较低使用寿命较长,对水质变化的适应性较强,可用于处理 TDS 浓度较高的废水,出水质量较高等优点。同时,该技术对水资源回收率较低,水流冲击适应性较差,容易发生设备结垢和腐蚀,且需要高水平的操作人员。

b. 多效闪蒸

多效闪蒸是通过采取降压扩容闪蒸的方法蒸发盐水,利用低品位余热能在多个有序排列的容器内将盐水加热蒸发产生水蒸气,冷凝得到高品质淡水的技术。该技术可用于处理 TDS 在 40000mg/L 以下的废水,水资源回收率通常为 10%~20%^[58]。该技术设备占地面积大,设备移动性差,对低压环境依赖性强^[59]。处理过程中需要消耗阻垢剂防治设备结垢,需要定期进行设备清洗。同时,该技术具有水质变化适应性强,环境敏感性弱等优点。

c. 蒸汽压缩蒸馏

蒸汽压缩蒸馏是根据任何气体被压缩时温度升高这一特性,将蒸发器中沸腾溶液(或废水)蒸发出来的二次蒸汽通过压缩机的绝热压缩,提高其压力、温度及热焓后再送回蒸发器的加热室,作为加热蒸汽使用,使蒸发器内的溶液继续蒸发,而其本身则冷凝成水,蒸汽的潜热得到了反复利用。该技术可用于处理 TDS 在 200000mg/L 以下的废水,水资源回收率通常为 40%,使用寿命通常为 20 年^[60]。蒸汽压缩蒸馏技术对预处理要求较低,能处理所有类型的废水,具有设备占地较少,环境敏感性较弱等优点^[61]。同时,该技术的水资源回收率较低,水流冲击适应性较差,且容易发生设备结垢和腐蚀,对操作人员的技术水平要求较高。

d. 露点蒸发

露点蒸发是近年来出现的一种能高效利用低位热能的中小型淡化技术。是以空气为载体通过用海水或苦咸水对其增湿和去湿来制得淡水,并通过热传递将去湿

过程与增湿过程耦合,使冷凝潜热直接传递到蒸发室,为蒸发盐水提供汽化潜热,以提高过程的热效率。该技术可用于处理 TDS 浓度低于 60000mg/L 的废水,且无需预处理,水资源回收率可达到 90%^[62]。露点蒸发脱盐技术具有对废水水质变化适应性强,脱盐效果好,亦能较好的去除重金属、有机物和放射性物质,且需要较少的监管等优点^[63]。同时,该技术需要消耗电能与热能,能耗较高。

e. 冻融

由于盐水或海水在低温条件冷冻结冰时,盐分会被排除在冰晶之外,可以通过将冰晶洗涤、分离得到淡化的水。冻融则是利用“盐卤胞”自身的中立作用和环境温度变化产生的冰晶融冻冲洗作用将并体内的卤水排挤出来,从而达到淡化的目的。该技术可用于处理 TDS 浓度在 1000mg/L 以下的废水,要求进行简单的预处理。在冬季,处理页岩气开采废水的水资源回收率可达到 50%^[56]。该技术处理过程对水质、水量的变化适应性较强,对操作人员水平要求较低,可以实现零液体排放^[64]。但是,冻融技术不能处理含甲醇浓度较高的废水,不宜在低温环境下进行操作,且处理设备需要占用大量的土地。

f. 机械蒸汽压缩

机械蒸汽压缩技术的工作原理是首先回收蒸发或浓缩过程中损失的热量,然后再将回收的热量作为另外的蒸发过程的热源,经过处理后,压缩蒸汽会再次冷凝成纯净的蒸馏水,压裂返排废水中所有的污染物和残留物浓缩为少量的盐溶液。该技术可用于处理 TDS 浓度为 100000mg/L 以下的废水,水资源回收率通常可达到 98%^[65]。具有预处理要求简单,对废水水质变化适应性强,且对环境敏感程度低等优点。同时,该技术对给水的 pH、流速等有严格的要求,对操作人员的专业水平要求较高且对废水流速变化敏感^[66]。

g. 机械蒸汽再压缩

机械蒸汽再压缩技术是利用从蒸发器蒸发出来的二次蒸汽,经过压缩机压缩,压力和温度得到升高,同时热焓增加。然后气体进入蒸发器的加热室,作为加热蒸汽的热源来加热废液,而被压缩后的蒸汽将在冷却管内被冷凝成蒸馏水。这样就能够充分利用并回收了蒸汽潜热,提高了热利用效率。该技术可用于处理 TDS 浓度为 80000mg/L 以下的废水,水资源回收率通常为 60%~90%,设计使用寿命通常为 20 年^[67, 68]。该技术具有预处理要求简单,能较好的适应水质及水量的变化;对环境敏感程度低等优点。同时,对给水 pH、流速等有要求,对操作人员的专业水平要求较高。

1.2.2 页岩气开采废水治理方案的评价现状

随着我国页岩气开采规模的扩大,大量页岩气开采废水的处理成为亟待解决的问题。而国内外现存的压裂废水治理方案种类繁多,各自的特点及适用情况都

有所不同。因此,对不同的压裂废水治理技术、途径、方案进行评价比较,选择合适的开采废水治理方案,有助于推动我国页岩气行业良性的发展。

调研发现,美国目前对于压裂返排液处理技术的评价较为全面,使用的评价标准及参数多样性程度较高,可以为我国相关的评估研究提供参考。

T.D. Hayes^[68], Sinisha Jikich^[69]等以 Marcellus 页岩开采区为研究背景,选取废水每日处理量、污染物去除率等技术性能参数,设备占地、含水固废产量等环境影响参数,处理成本等经济影响参数,对机械蒸汽再压缩技术进行了具体的评价。

Christina Karapataki^[11]基于 Marcellus 页岩区压裂废水组分及地理环境的考察,从技术和经济的角度对现有的压裂废水处置途径及主要的脱盐技术进行了评价,结合美国现有的废水管理法规标准,给出了相应的建议。

Toufic.Mezher^[64]等从技术、经济性的角度对多效闪蒸(MSF)、多效蒸馏(MED)、反渗透(RO)等几项典型的脱盐技术进行了评价,评价参数主要包括能源消耗、处理成本、技术增长趋势及环境影响四项。

John A. Veil^[30]致力于研究热蒸馏技术在压裂返排废水处置的应用,先后于2008年、2012年及2014年发表相关的研究结果,从热蒸馏技术的工作原理、工艺设备、能源消耗、处理能力等多方面进行了对热蒸馏技术进行了评价。

Jhih-Sh yang Shih^[70]等提出了页岩气开采废水的处理技术评价模型,模型包括处理能力、处理成本等常规参数,同时关注了废水转运过程产生的环境影响,以及处理后的出水再利用可能产生的收益。

EPA^[71]在2015年发布了一份关于水力压裂活动研究报告,从经济角度对现有的深井灌注、回用、外排三项主要的压裂废水处置途径进行了分析评估,提出的评价指标包括运输距离、运输单价、处理费用、水资源取用费用等。又根据不同处置途径对水质的不同要求,总结了美国现有的页岩气开采压裂废水处置技术并对其应用现状进行了实地统计。Sanchez V^[72]采用EPA研究报告的结果,将美国现有的压裂返排液处置技术按照污染物去除对象的不同分为三大类,并依次对其进行评价。评价参数包括处理效率、能源使用类型及使用量、化学品使用情况、是否需要预处理、处理成本等。

我国目前对于页岩气开采废水的评价主要集中在对于处置技术的技术性能及经济影响方面的评价,对环境因素的考虑较少。

张曲^[73]在文献中对美国常用的返排液处理技术进行了分析梳理,指出美国现有的较为成熟的压裂废水处置技术包括自然蒸发、臭氧氧化、电絮凝、反渗透和蒸馏等。

吴青芸^[31]等对页岩气开采压裂废水的典型成分进行了分析,并对多种国外常用的压裂废水处理技术进行了简单的技术性能优劣对比。

宋磊^[74]等针对压裂返排液高盐度的特性,从经济、技术角度分析评价了美国目前常用的压裂废水脱盐技术的优缺点。

夏宏^[36]等主要从技术性能的角度,对目前常见的几种压裂废水有机物去除技术进行了评价,重点分析了不同技术对于高有机物含量压裂废水的处理能力。

许剑等^[75]从技术参数、运行费用等方面对美国 Ecosphere 公司新研发的 Ozonix 技术,进行了具体的分析评价,同时研究了优化后的传统臭氧氧化技术在页岩气开采压裂废水处置过程中的可用性。

综上,我国目前对于页岩气开采废水治理技术、方案的评价多为定性评价,通过简单的技术优缺点对比进行筛选,缺少明确的评价指标和系统的评价体系,无法对页岩气开采废水治理现状实现较为全面、科学的评价。此外,现有评价对开采废水治理过程的环境影响考虑较少。因此,本文首次将层次分析法和生命周期评价法的思想和相关理论方法,引入我国页岩气开采废水治理方案的评价中,对此类研究进行初步探索,并从环境、经济、技术三方面,综合考虑了页岩气开采废水治理过程可能造成的影响,为优化我国页岩气开采废水治理方案评价现状提供参考。

1.3 研究内容和技术路线

1.3.1 研究内容

①从宏观上研究压裂废水治理方案的评价方法,梳理国内外页岩气开采废水的治理现状,及治理方案的评价现状,对相关的研究方法进行分析,选取一个适合于本课题的研究方法。

②通过构建综合评价指标体系的框架,将综合评价分为三类因素的评价:环境影响、经济影响、技术性能。拟借助生命周期评价方法的清单分析工具,针对三类评价因素选取相应的指标,确保指标具有代表性、唯一性和科学性,建立一套适合页岩气开采废水处置的综合评价指标体系。

③建立评价模型,拟采用层次分析法的思想构建开采废水处置方案的综合评价模型。采用专家评分以及 MATLAB 计算工具,确定综合评价模型中各评价指标的权重。采用极值化法确定评级模型中各指标的评价值。

④案例分析,通过案例分析论证本文建立的开采废水处置方案综合评价模型的合理性及可操作性,为其他开采废水处置方案的评价筛选工作提供数据基础和参考评价。

1.3.2 技术路线

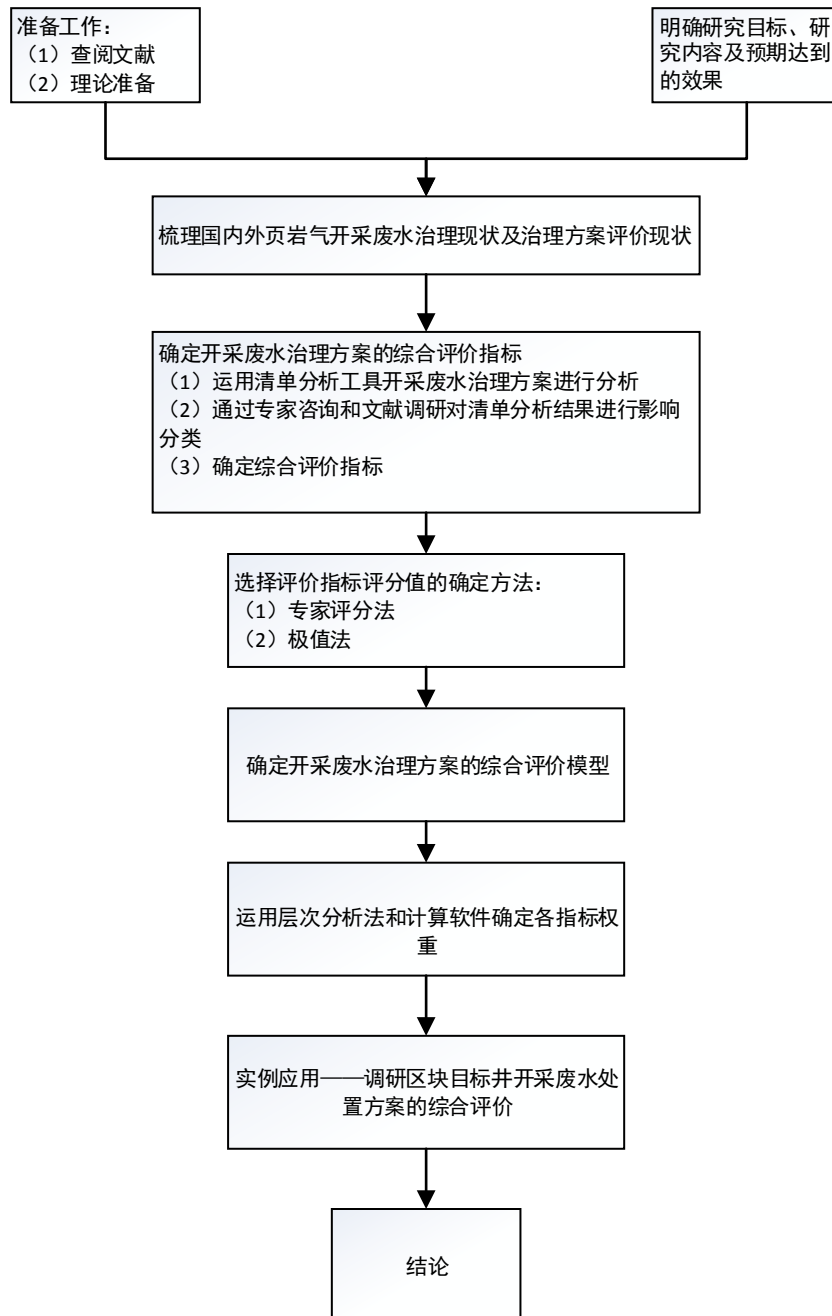


图 1.2 论文技术路线流程图

Fig1.2 The technical route schematic diagram

2 页岩气开采废水治理方案的评价方法

本章的研究目的包括三方面的内容。其一，介绍压裂废水处置方案评价过程涉及的主要思想与方法，包括层次分析法、生命周期评价法（LCA）及其清单分析工具；其二，利用生命周期评价法的思想明确本文的评价对象为开采废水治理方案，包括开采废水的收集、处理及最终处置全过程；其三，利用生命周期（LCA）清单分析工具对开采废水治理方案进行清单分析。

2.1 评价方法

选择层次分析法作为本文的主要研究方法，以生命周期评价方法及其清单分析方法为本研究的指导思想及重要研究工具。其中，层次分析法可以识别出各个评价因素之间的隶属关系，可以有效避免指标之间信息重复的问题，形成逻辑分明的评价层次结构。生命周期评价法的主要特点是研究内容会包含产品的生命全过程，这一思想与本文的研究目的相符合。可将压裂废水作为一项产品，利用生命周期评价的思想对废水收集、处理和最终处置进行系统的分析。

2.1.1 层次分析法

①定义

层次分析法^[76, 77]是在 70 年代由 T.L.Satty 提出的，其主要原理是通过将实际问题概念化，分析评价方案中含有的多个评价因素，建立递阶层次结构，对层次结构中含有的评价元素进行权重计算，构造出一致性判断矩阵。最终实现各评价对象的优劣排序，为决策提供依据。该方法能够将定性分析与定量分析有效结合，同时具有简洁性、系统性与实用性等优点，使得其在社会、政治、经济、军事、管理等各个领域得到了广泛的应用。

②内容

使用层次分析法进行分析决策时，首先需要根据分析对象的性质和决策或评价的总目标，识别出影响元素，建立一个层次结构，通常包括目标层、准则层及方案层。此后，利用科学方法对层次结构中的元素进行两两对比，构造成对比较矩阵，即判断矩阵，得到个元素的权重，这是层次分析法最为关键的部分。

③应用发展

层次分析法在国外的研究开始的较早、发展较为成熟。我国自 80 年代^[78]末引进介绍该方法于环保领域，由于该方法计算繁杂，对其大规模的应用产生了一定的限制。但其系统的逻辑思、定性定量相结合的分析方法，使得层次分析法在大数据计算工具飞速发展的当代，在各个领域内得到越来越多的应用。目前，在废

水处理领域的 AHP 应用主要包括,对印染废水、制药废水等特定废水的处理技术进行评价,利用 AHP 进行不同废水处理的方案进行绩效评价,还包括为污水处理厂择优筛选具体的工艺等^[79]。因此,可以将 AHP 方法作为本文评价体系构建的主要方法及重要的计算工具。

④层次分析法判断矩阵的构造

传统的层次分析法采用 1-9 标度构造判断矩阵。层次分析法自提出以来,在世界范围内,各行业中都得到了广泛的应用,但其标度问题一直时国内外学者争议的焦点。许多学者都认为利用 Saaty 提出的 1-9 标度法进行指标权重赋值缺乏合理性^[80, 81]。首先,由于主观认识与客观实际存在差异性,而使用 1-9 标度量事物具有不准确性,导致判断矩阵不易满足一致性;对于无法通过一致性检验的矩阵,还需要对其进行调整,极大的增加了计算量;利用和行归一法或方根法求指标权重排序时,仅考虑判断矩阵中对应一行元素的影响。存在计算精度不高,无法按要求控制精度,且不能较为准确地反映实际情况的缺点^[82, 83]。

层次分析法传入我国后,先后有各界的学者对层次分析法中判断矩阵的构造提出新方法。最初,左军^[84]针对这一问题提出了“0~2”三标度法,徐泽水^[85]在此基础上又提出了五标度法。此后,汪浩^[86]等提出了 9/9~ 9/1 分数标度法和 10/10~ 18/2 分数标度法,舒康^[87]等提出了指数标度法,侯岳衡^[88]等在舒康等的指数标度法基础上提出了 90/9~ 99/9 指数标度法。

文献调研发现,“0~2”三标度法和“0.1~0.9”五标度法是目前国内相关学术研究中应用范围最广、认可度最高、使用时间最长的方法,是较为成熟的标度方法。这两种标度法应用了模糊矩阵的概念,打分方便,构造判断矩阵的过程符合人类决策思维的一致性,且极大的简化了判断矩阵的调整过程。

徐泽水^[89, 90]在相关研究中,根据上述标度法所得判断矩阵的性质差异,将现有的判断矩阵归纳为两大类:“互反性”标度矩阵和“互补性”标度矩阵。其中,传统的 1-9 标度属于“互反性”标度矩阵,而“0~2”三标度法和“0.1~0.9”五标度法,则属于“互补性”标度矩阵,并指出这两类判断矩阵虽然性质不同,却容易实现彼此间的相互转换,并最终将“0~2”三标度法和“0.1~0.9”五标度法所得判断矩阵转化为“1~9”九标度法下的判断矩阵。这从理论上解释了“0~2”三标度法和“0.1~0.9”五标度法与层次分析法相结合的可能性。

此外,骆正清^[91]在相关研究中,从保序性、一致性、权重拟合度等角度对多种标度法进行了对比分析,发现五标度法和传统“1~9”九标度法在同一准则下具有相同的保序性,且五标度法构造的判断矩阵在一致性和权重拟合度方面均优于九标度判断矩阵。标度权重拟合性,是反映某一标度是否合理的一项重要指标。拟合度越高,说明利用该标度法作出的权重结果越符合客观情况,即该标度法越合

理。

2.1.2 生命周期评价法

①定义

生命周期评价的概念萌芽于 60 年代末 70 年代初的美国,主要用于企业产品的环境影响评价与比较。直到 1990 年,“国际环境毒理学与化学学会(SETAC)”在召开的国际研讨会上首次提出了“生命周期评价(LCA)”的概念,“生命周期评价是一种对产品、生产工艺以及活动对环境的压力进行评价的客观过程”。并指出,“这种评价贯穿于产品、工艺和活动的整个生命周期,包括原材料提取与加工;产品制造、运输以及销售;产品的使用、再利用和维护;废物循环和最终废物弃置”^[92]。

②内容

生命周期评价的主要内容包括定义目标与确定范围(Goal and scope definition),清单分析(Inventory analysis),影响评价(Impact assessment)和生命周期解释(Improvement assessment)四大部分^[93]。其中,目的与范围的确定主要包括确定研究目的、功能单位、系统边界、主要假设及限制条件等,是生命周期评价的第一步。清单分析则是 LCA 最关键的一步,清单分析包括产品原材料的获取到最终产品处置的整个过程,主要是对产品整个生命周期阶段的资源、能源消耗和向环境排放(包括废气、废水和固体废物及其他环境释放物)的量化分析。影响评价则是对清单分析的结果进行定量和定性的评价,将系统在整个产品生命周期内所发生的物质与能量交换都以环境影响的方式表达出来。生命周期解释是 LCA 的最后一步,主要是根据前几步的分析结果给出相关的建议。

③应用发展

“LCA 的研究对象是产品的生命全过程”是该方法的重要特点,使得其应用范围从最初的产品包装材料的评价,发展到废物的处理工艺的评价。不仅涉及多个行业的产品、工艺或服务,也可作为一种环境管理工具,帮助政府和环境管理部门进行环境立法、制定环境标准、实现清洁生产审核等^[94, 95]。

迄今为止,国内外将 LCA 引入废水水处理系统评价的研究颇多。综合来看,目前关于废水处理系统生命周期评价的研究根据研究对象的不同分为两类。一类是将废水处理系统看作一个整体,生命周期范围包括废水处理厂的建设、运行和报废阶段;另一类是将经过污水处理系统处理后的出水作为一种产品,可用于评估污水处理全过程的环境影响,也可用于废水处理的不同工艺技术间的比较。

杨健^[96]等首次将生命周期概念引入我国污水处理厂评价中,应用生命周期分析对污水处理厂的环境影响和污泥处理方案进行评价。此后,杨健^[97]等以普通活性污泥法、AB 活性污泥法和厌氧水解—活性污泥法三种处理系统为研究对象进行了生命周期全过程能耗分析,主要关注点为能耗。孟祥凤^[98]等,利用 LCA 对 A/A/O

和 MBR 评估了两种工艺所产生的环境影响。除了利用传统的 LCA 对污水处理系统进行环境影响的评估外，许多研究者开始将经济、技术等其他要素纳入评价体系，提高了评价体系的实用性。陈郁等，林璐^[99]等在生命周期评价体系中同时考虑了环境、经济及技术三类要素。国外一些研究者还将 LCA 研究应用于非单一工艺的比较，Rodriguez Garcia^[100]在利用 LCA 的同时考虑了初级、二级和三级处理过程，包括污水的最终排放和污泥处理和最终处置，对 24 个污水处理厂的不同处理工艺进行评价，指出了富营养化程度和废水处理量分别作为功能单元时，关注富营养化能更好的反映污水处理方案（WWPT）的功能。

综上，可将生命周期评价的主要思想应用到页岩气开采废水治理方案的评估中，分析废水处置整个过程的环境影响、经济影响和技术性能，协助建立评价体系。

2.2 开采废水治理方案清单分析

本节采用生命周期评价的思想，利用其清单分析的工具，对我国及美国现有的开采废水处置方案进行清单分析。简单来说，即利用清单分析法对开采废水的收集、处理及最终处置各个阶段的物质流、能量流的输入和输出进行分析，建立数据列表，并为接下来的指标筛选提供依据。

2.2.1 明确评价目标及范围

确定评价目标及评价范围是生命周期评价的第一步，也是评价基础，是根据研究的应用意图确定评价目标，并按照评价目的界定研究范围。范围的界定则包括确定此项生命周期评价的功能单元、系统边界、假设条件等，使得被研究对象的生命周期所有过程都落入系统边界内。为了更形象的对问题进行探讨，本文将处理后的出水认定为一种产品，这种产品是通过获取原材料（页岩气开采废水），对原材料进行某种加工处理（开采废水处理）后获得的符合要求的新产品（处理出水）。同时，在开采废水处理的过程中，不可避免的会产生废气、废渣及噪声等各种生产副产品，包括浓盐水、含水污泥等，这些副产品的处理处置也需要纳入评价范围。评价边界如下图所示。

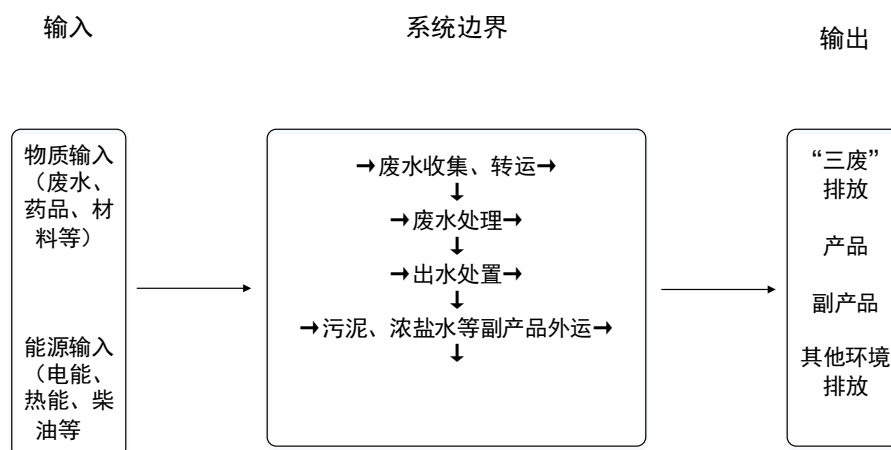


图 2.1 页岩气开采压裂废水处置方案的评价系统及边界

Fig.2.1 Evaluation system and boundary of fracturing wastewater treatment scheme

因此，本章对页岩气开采废水处置方案的清单分析是以废水的收集作为评价的起始，以达标出水处置和污泥、浓盐水等副产品的最终处置外排作为评价的末端。不考虑各种物质、能量在处理过程之外不可避免的额外消耗，以及能耗折算过程所造成的资源消耗和环境影响。此外，为确保不同开采废水处置途径、处置技术的评价具有可比性，本文以 1 吨废水作为评价的功能单元，即每处理 1 吨废水所造成的影响。

2.2.2 废水收集转运阶段清单分析

① 开采废水收集过程清单分析

在页岩气开采废水的治理过程中，储存设备是非常必要的。因为开采废水的产生量随着时间改变，而废水处理设备的处理能力是有限的，可能无法满足废水产生高峰期的需求。通常在水力压裂活动压力释放时产生的压裂废水量最大，随后随着时间递增而减少。此外，污水储存设备的使用可以减少处理设备的设计流量，降低处理设备的投资成本。

在美国，页岩气开采废水常见的收集储存途径包括废弃井、集中蓄水池和储罐。其中，废弃井的储存能力最强，能容纳上万桶废水。其次为集中蓄水池，能容纳百万加仑的废水。而废水储罐容量最小，其常规容积为 21000 加仑废水，但可移动性强，且环境风险小。以美国宾夕法尼亚州的调研结果为例，在开采废水的收集储存过程中，可能发生废水溢流，污染物质可能发生挥发和蒸发，向环境输出液态、气态污染物质。

在我国，目前页岩气开采现场常用的开采废水收集方式主要包括返排液池和储水罐两种。我国四川威远页岩气开采区的 H4、H6 平台现场修建的返排液池容

积达 1.6 万 m^3 ，同时还制定了储存容积为 60m^3 的储水罐 120 个，用以敏感地区的废水储存，减小环境影响和风险；我国涪陵焦石坝页岩气区块每个开采平台均设有 2000m^3 的返排液水池，用以暂存返排液。修建废水池或设置废水储罐都需要占用一定的土地，消耗土地资源。其次，废水池的建设有相关的质量规定，要求使用钢混结构，池壁采用防渗砂浆抹面，表面采用防渗材料处理，防渗系数 $\leq 10^{-7}\text{cm/s}$ ，需要输入一定的建筑材料、人工劳动等。此外，废水池还存在溢流或泄露风险，可能向环境中输出未处理的废水。

②开采废水转运过程清单分析

压裂废水处理前/后，需要根据开采现场的实际情况及运营商的需求，将其转运至不同的目的地，目前国内外主要采用罐车、转运管线两种方式。其中，转运管线分为永久地下管道和地上管道两类。

Gay 提出，通常当运输距离小于五英里时，管线转运是比罐车转运更为经济的运输方式。2013 年，Antero 能源宣布修建长约 80 英里的运输管道，将废水从运输至西弗吉尼亚及俄亥俄州。虽然该项目花费巨大，该公司依然宣称管线转运能消减水处理成本的三分之二，但管线转运过程中存在废水泄露风险。在 Marcellus 页岩区，每口页岩区开采井要求配备 625~1148 辆重型运输车，运输设备、材料以及污染物。罐车运输过程中，会向环境中输出噪音、气体污染物，增加井场附近的交通，造成当地道路的磨损和侵蚀，增加交通事故，增加泄漏风险。

我国四川地区浙江油田的开采废水前期由罐车转运，后期则采用管线转运。罐车供能消耗柴油等燃料，会产生 SO_2 、 CO_2 等大气污染物。转输管线均埋地覆设，合计 39.74Km，管道施工作业宽度超过 4-6m，与输气管道同时敷设，共占地约为 26.26h m^2 ，其中永久占地 0.12 h m^2 ，消耗土地资源和管道建筑材料。其中，罐车转运费由转运距离及运输单价共同决定，而管线建设费用与建设长度紧密相关。此外，利用运输管线及罐车实现废水转运的过程中，可能发生管道泄漏或运输事故。以我国四川长宁页岩气区块为例，采用的运输管线管径为 DN200，长度为 11.7km，查询相关资料可得到该管线的泄露概率为 $8.80 \times 10^{-8}/(\text{m.a})$ ，废水池泄露的环境风险为 0.603×10^{-4} 次/年。因此，该区域的突发性环境风险值为 0.603×10^{-4} 。

表 2.1 废水收集转运阶段清单分析结果

Table 2.1 Results of wastewater collection and transportation phase inventory analysis		
分析对象	输入	输出
废水收集过程	建设材料（外部结构、内部衬里）、人工、土地资源	废水池、储罐、废水、挥发性污染物质
废水转运过程	管线建设材料、动力燃料、运输设备、土地资源	噪音、 SO_2 、 CO_2 等大气污染物、运输管线、转运罐车、废水污染物质

2.2.3 废水处理阶段清单分析

根据页岩气开采废水的水质特征及不同的废水处理标准，各页岩气开采国不断研发出相应的处理技术，并按照工艺复杂程度依次分为一级处理、二级处理和三级处理技术^[71]。其中，一、二级处理技术是利用物理、化学、生物等基础方法去除废水中含有的悬浮物、有机物、重金属等污染物质。三级技术则主要去除废水中的 TDS 组分。

此外，实践表明，单项处理技术难以实现压裂废水的达标处理，目前各国通常采用多项技术的组合工艺对压裂废水进行处理，包括“一级处理+二级处理”、“二级处理+三级处理”、“一级处理+二级处理+三级处理”等多种组合。例如，美国德克萨斯州的 Barnett 页岩区采用“化学氧化+混凝澄清+ MVR”组合工艺，将废水处置达标外排^[68]；美国 Woodford 页岩气田采用“臭氧+超声波+电絮凝+反渗透”组合工艺，将废水处置达标外排^[101]。我国涪陵地区采用“化学絮凝+杀菌”组合工艺，将处置后的废水稀释回用于压裂活动；我国重庆南川区采用“混凝+化学氧化法+膜处理”组合撬装处理工艺，实现了压裂返排液现场处理达标排放。

综上，本小节将调研美国及我国目前已投入实际应用的主要开采废水治理方案，对其中包含的单元技术，按照三级分类标准分别进行清单分析，从而为建立较为完善的评价指标体系提供数据支撑。

①一、二级处理技术清单分析

1) 化学絮凝

化学絮凝是通过向水体中添加化学絮凝剂、助凝剂等，使悬浮物形成易于过滤的沉淀。该方法操作简单、成本低，是我国页岩气开采区常用的压裂废水预处理方法。我国四川地区，在压裂废水水质较好的情况下，通常对其进行简单的化学絮凝及杀菌处理后，便可使其稀释达到压裂回用水标准。

美国德克萨斯州中北部 Barnett 页岩田采用的 Maggie Spain Facility 废水处理设施中 TSS 去除单元亦为化学絮凝技术，该设施每天处理 318~398m³废水，产生含

水污泥 4540~5689kg, 即 14.28kg/m^3 , 其中污泥含水率约为 75%~80%, 经过压滤后产生的干污泥约为 $1135\text{kg/d}^{[68]}$ 。研究表明, 处理过程中需要配备反应池、投药计量设备、搅拌装置等, 需要输入大量的化学絮凝剂 (PAC、聚合硫酸铝等), pH 调节剂, 同时产生含水固废。

2) 电絮凝

美国 Halliburton 公司推出的 CleanWave 技术是用车载电絮凝装置破坏页岩气开采产生的返排水中胶状物质的稳定分散状态。将返排水送入装置后, 阳极释放的正离子与胶状颗粒的负离子结合并产生凝聚, 另一方面, 阴极产生的微小气泡附着在絮凝物促使较轻者漂浮到水面, 再由分离器除去, 而较重者则沉到水底排出。该技术采用水质调节—电絮凝工艺—精细过滤工艺等流程, 处理流量可达 $4\text{m}^3/\text{min}$, 能去除 99% 的总悬浮固体和 99% 的总铁, 适应总溶解固体含量在 $100\sim 300\,000\text{mg/L}$ 的进水水质。此外, 在美国 Woodford 页岩气田采用“臭氧氧化+电絮凝+反渗透”的组合工艺对开采废水进行处理, 可去除废水中全部的 TSS 及绝大部分的 COD。

研究发现, 该技术的主要能源输入为电能, 用以启动、维持设备的运行, 处理过程中会消耗电极板, 并产生含水固废^[102]。CleanWave 技术的电源要求为 $150\text{kVA}/120\text{kW}$, 处理槽规格为 $9\times 42\times 12$ 立方英尺。王兴等^[103]研发出的页岩气压裂返排液电絮凝处理试验装置专利, 使用体积为 6 升的反应槽, 尺寸 $5\times 6\text{cm}$ 的电解板, 使用脉冲电源持续供电, 并采用微曝气或者搅拌装置实现混合。

3) 活性炭吸附

吸附法可以去除总有机碳、BTEX、油脂以及一些金属元素, 其中对重金属的去除率可达到 80% 以上^[104]。南卡罗来纳州的页岩气开采 ET #1 平台同时采用膨润土有机粘土吸附剂和活性炭处理该平台产生的开采废水。

吸附处理过程中, 废水可依赖重力做功, 通过吸附床。由于吸附介质的负荷能力小, 该技术主要的处理成本来自吸附介质的置换, 被置换的介质材料的处置也会产生一定的费用。若考虑吸附介质的反流冲洗过程, 需要消耗压力泵和化学药品, 同时产生能耗。此外, 需要占用土地储存介质材料。

4) 化学氧化法

化学氧化法是通过投加氧化剂, 使其与废水中的有机物发生氧化反应, 达到去除污染物的目的。我国重庆南川区页岩气开采现场采用撬装式“混凝+化学氧化法+膜处理”组合处理工艺对压裂废水进行处理, 并实现了现场达标排放。美国 Barnett 页岩田采用的 Maggie Spain Facility 废水处理设施将化学氧化作为废水预处理技术。

该技术不需要预处理设备, 需要加药用化学计量泵、现场制氧剂设备, 会消

耗大量的氧化药剂，包括次氯酸钠、过氧化氢、二氧化氯等。同时产生氧化副产物，需要进行额外处理。消耗电能以提供机械动力，能耗费约占总运行费用的 18%。投资费用约为 0.01 美元/gpd，运行费用约为 0.05 美元/kgal^[64]。

5) 臭氧氧化

美国 Ecosphere 公司研发了一种多重臭氧协同氧化技术 Ozonix，实现臭氧及电化学氧化技术的组合，试点应用于 Woodford 页岩田的压裂废水处理，可有效消灭微生物，同时不会产生毒害性副产品。

该技术的主要设备包括进水管汇、预处理单元、臭氧混合单元、主反应器、混合管汇、出水管汇等，辅助设备包括制氧机、臭氧发生器、空压机、臭氧控制柜、主控制柜、辅助电源、冷却水设备、电源配电箱。处理设备整体长度 16 m，可移动，自配备 600 kW 柴油发电机，可提供电源保障。臭氧氧化技术处理 54.6kgal 压裂废水需要消耗 2860KWh 的电能以启动处理设备，约为 52kwh/kgal，去除有机物的同时还能降低部分 TDS 含量，对 BTEX 的去除率可到 97%^[101]。

表 2.2 压裂废水一、二级处理技术清单分析结果

分析对象	输入	输出
化学絮凝	土地资源、处理设备建设原料（反应池、投药计量设备、搅拌装置等）、化学絮凝剂/助凝剂、人工劳动	处理出水、含水固废
电絮凝	土地资源、处理设备建设原料、电能、电极板、人工劳动	处理出水、含水固废
活性炭吸附法	土地资源、处理设备建设原料、吸附介质、人工劳动	处理出水、替换的吸附介质
化学氧化	土地资源、处理设备建设原料（反应池、加药化学计量泵、现场制氧剂设备等）、氧化剂、电能、人工劳动	处理出水、反应副产物
臭氧氧化	处理设备建设原料、电能、人工劳动	处理出水

②三级处理技术清单分析

TDS 含量高是页岩气压裂废水的典型特征之一，国内外目前使用的脱盐技术主要分为热法和膜法两大类。研究表明，当返排液总盐度低于 40000 mg/L 时，一般推荐采用 RO 反渗透膜等技术，当总盐度高于 40000 mg/L 时，一般推荐采用热处理技术。

1) 反渗透

目前, 美国 Woodford 页岩气田采用“臭氧+超声波+电絮凝+反渗透”联合技术处理返排废水, 处理后的 TDS 浓度由 13833 mg/L 降至 128 mg/L, 达到外排标准。我国重庆地区采用“混凝+化学氧化法+反渗透”联合工艺对压裂返排液进行深度处理后现场达标排放。此外, 调研发现经过“化学氧化+超滤+反渗透”组合工艺处置后的废水也能达到《污水综合排放标准》(GB8978-1996) 一级标准。

使用反渗透技术前需要对废水进行预处理, 去除可能会对渗透膜造成伤害的物质, 主要是疏水性有机物和微溶盐, 要求进水的淤积密度指数 (SDI) 应该位于 3-5 之间。该技术通常可以去除废水中 99.4% 的 TDS, 同时产生高浓度盐水, 海水反渗透 (SWRO) 技术浓盐水产量约为进水的 40%~70%, 浓盐水反渗透 (BWRO) 技术浓盐水产量约为进水的 15%~40%。投资费用主要用于处理设备的购置, 约为 0.8 美元~4 美元/gpd^[104]。运营期间需要消耗电能位置高压动力泵的运作, 添加阻垢缓蚀剂 (如氢氧化钠、HCl) 防止结垢破坏渗透膜, 此外渗透膜的更换周期为 3~7 年, 运行费用约为 0.7 美元/kgal^[49]。

2) 电渗析

Moon^[105]等利用电渗析技术处理怀俄明州, Powder 流域煤层气开采的生产废水, 这类废水的 TDS 浓度为 1000~2000mg/L。Sirivedhin^[106]等利用电渗析技术处理克罗利达州、德克萨斯州、怀俄明州以及犹他州的生产废水, 当处理低盐废水时 (TDS 含量为 4000~5000mg/L), 电渗析技术表现出明显的低成本、低能耗优势。

电渗析技术能去除废水中 90% 以上的 TDS, 同时产生浓盐水, 需要进行预处理^[107, 108]。废水处理过程中需要输入电能维持设备的运作, 需要输入阻垢缓蚀剂防治渗透膜受到结垢离子的破坏, 一般渗透膜的更换周期为 4-5 年。此外, 由于该技术相对于反渗透技术对操作能力要求更高, 因此需要输入更高的人工费用。使用该技术的成本取决于进水 TDS 的浓度, 研究表明, 当废水 TDS 浓度为 1000~2000mg/L 时, 处理费用约为 3.6 美元/kgal^[109]。

3) 机械蒸汽再压缩技术

该技术较早被用于海水淡化和重油生产用水脱盐, 回收率达到 40%, 能耗为 10.4~11.2 kW·h/m³。机械蒸汽再压缩 (MVR) 是重新利用它自身产生的二次蒸汽的能量, 从而减少对外界能源需求, 相对于其他热技术更加节能。

位于美国德克萨斯州 Barnett 页岩区, 由 Fountain Quail 运营的 Maggie Spain Facility, 是用于处理压裂废水的机械蒸汽再压缩设施, 它集废水储存、预处理及脱盐于一身的系统处理链。MVR 是该设施的核心工艺, 该设施含有三组 MVR 单元, 每一组 MVR 设备都由预处理、发动机和蒸发器换热器三部分构成, 由于其灵活性较高, 每组占地仅为 5660 m²。预处理单元可去除 90% 的 SS, 去除超过 84%

的 TPH，去除 90%的铁。而 TDS 与 BTEX 则主要依赖 MVR 过程去除，去除率可分别达到 99%（TDS），90%-95%（BTEX）。此外，MVR 对于钙、钡、硼等离子的去除率可以达到 99%以上。经过该工艺处理后的出水 TDS 浓度由 49 550 mg/L 降至 171 mg/L，TSS 浓度由 1272 mg/L 降至 9 mg/L，去除率均达到 99%^[68]。

该技术对高盐度废水的耐受性较强，可用于处理 TDS 高达 8000mg/L 的压裂废水。处理过程中需要输入电能或天然气能源为设备提供动力，约为 30kwh/kgal，水资源回收率为 60%~90%，同时产生浓盐水。此外，目前该技术已研发出撬装装置，不存在大面积占地。处理过程中不需要消耗任何化学品，但需要对废水进行预处理，去除悬浮物及有机组分^[64]。

4) 露点蒸发

典型的露点蒸发技术是位于美国宾夕法尼亚州西部的 Altela 开采废水处理设施。该处理设施的 TDS 去除率达 99%，可从高浓度盐水中蒸馏出纯水（DW），并产生浓盐水（CW），占总出水量的 27.5%^[110]。处理设备为包括循环塔 12 组，中心运输管道，热交换管道、蒸汽锅炉以及其他辅助设备。处理过程中需要消耗电能及热能，每处理 1000 加仑废水消耗 0.5kWh 电能，消耗 764 kWh 热能。美国能源部（DOE）表示，热蒸馏技术在废水处理过程中需要投入的能耗费用约为 1.94 美元/bbl^[30]。不消耗化学品，需要专业技术人员进行操作监管。

表 2.3 压裂废水三级处理技术清单分析结果

Table2.3 Analysis results of three stage treatment technology of fracturing wastewater		
分析对象	输入	输出
反渗透	土地资源、处理设备建设原料、阻垢剂 剂等化学药品、渗透膜、电能、人工 劳动	处理出水、浓盐水、替换的 渗透膜
电渗析	土地资源、处理设备建设原料、阻垢剂 剂等化学药品、渗透膜、电能、人工 劳动	处理出水、浓盐水、替换的 渗透膜
机械蒸汽再压缩	土地资源、处理设备建设原料、电能、 天然气、人工劳动	处理出水、浓盐水、含水沉 积物
露点蒸发	土地资源、（预）处理设备建设原料、 热能	处理出水、浓盐水

2.2.4 出水处置阶段清单分析

在页岩气开采废水处理过程中，将处理后的出水视为产品，将处理过程中产

生的含水固废、浓盐水等二次污染物视为生产副产品。含水固废和浓盐水是页岩气开采废水处理过程中产生的典型副产品，它们的处置与出水的处置同样重要，也应当纳入页岩气开采废水治理方案清单分析中。

目前对于处理出水的处置方式包括回用、外排两大类。含水污泥的处置通常是将其压滤脱水后运出场外进行安全填埋，而浓盐水则需要转运至特定处理场所实现无害化处理。该阶段的清单分析结果如下表 5 所示。

表 2.4 处理出水和副产品处置阶段清单分析结果

Table 2.4 results of the analysis of the disposal of effluent and by-products		
项目	输入	输出
废水治理过程	处理出水、含水固废、浓盐水、运输设备、动力燃料、土地资源	再生水、 SO_2 、 CO_2 、 NO_x

2.3 小结

针对页岩气开采废水的污染特性，目前我国和美国已有的页岩气开采废水处理包括用以去除页岩气开采废水中含有的悬浮物、油和脂、部分有机物的物理分离一级处理技术，利用化学、生物处理、离子交换等较为复杂的工艺去除废水中有机成分、钙、镁、钡等金属离子、天然放射性物质、重金属离子等污染物质的二级处理技术，以及反渗透、热蒸馏、电渗析等三级处理脱盐技术。处理后的出水主要回用配置压裂液，或达标排放至地表水环境。

本节借鉴生命周期评价（LCA）的思想，采用 LCA 清单分析工具，将目前国内常用的废水治理方案分为废水收集转运阶段，废水处理阶段（按照三级分类标准分析）及处理后的出水处置阶段看作一个出水生产系统，分析该系统能量流、物质流的输入与输出过程。

分析结果表明，页岩气开采废水治理过程中，要输入电能、热能、天然气能、收集/转运/处理设备建设原料、运输燃料、土地资源、人工劳动等物质、能量，同时产生 SO_2 、 CO_2 等大气污染物、挥发性污染物质、废水污染物质、浓盐水、含水固废、废气材料等物质，为建立页岩气开采废水治理方案的综合评价体系提供支撑。

3 页岩气开采废水治理方案评价模型的构建

3.1 构建评价指标体系

3.1.1 指标体系的构建原则

①整体性原则

页岩气开采页岩气开采废水治理从页岩气开采废水的收集、处理到最终处置阶段,涉及影响因素众多,因此评价页岩气开采废水治理方案综合的评价指标体系的建设也是一个具有综合性的整体。一方面需要较为全面的反应治理方案综合效益的特征,另一方面也要反映环境影响、经济影响和技术性能各子系统的主要特征,同时要反映以上子系统间相互协调及相互促进的关系。

②科学性原则

在评价指标体系的选取过程中,应以科学性为基础,首先从理论上考虑指标的科学合理性。要求所选取的指标能够客观真实的反映评价主体所带来的影响,即本文所选取的页岩气开采废水治理方案的评价指标不是随意选取,而是考虑了其在页岩气开采废水治理过程中能否如实反映废水处理效果、反映对环境造成的影响等,从而确定该指标的实用价值。

③独立性原则

针对页岩气开采废水治理这个复杂的评价主体而言,需要从大量的影响因素中根据其对主体贡献的大小,筛选出一定数量的,并且能够正确表征主体行为的较为重要的因子。在这个过程中,不可避免的存在着对主体贡献值相似的因子,这些因子不仅会加重分析过程的难度也影响评价结果的科学性。因此,在构建页岩气开采废水治理方案综合评价指标体系时,应注意避免所选指标之间的独立性、代表性,力求更完整地评价各个页岩气开采废水治理方案。

④可操作性原则

构建评价指标体系时,在满足评价目标的前提下,应尽量挑选容易得到的、具有普适性的评价指标,同时考虑指标数据获得的可靠程度,使整个指标体系具有较高的可操作性,尽量保证数据分析的进行。

⑤定性与定量相结合原则

构建评价指标体系时应最大程度的标准化、定量化,以便客观的进行评价比较。例如考虑页岩气开采废水治理方案的技术性能时,将污染物去除率作为衡量该方案的定量指标,可以直观地体现治理方案的优劣。对于某些影响程度较大却无法用定量指标进行表述的因子,可以选取定性指标对其进行描述,从而体现评价指标体系定性与定量相结合应用的原则。

3.1.2 评价指标的选取

首先, 采用一定的技术、方法对页岩气开采废水进行处置是为了使页岩气开采废水水质达到一定的标准, 满足人们的需求, 而处理后的页岩气开采废水是否会污染环境、能否达到处置标准, 都与页岩气开采废水治理技术的技术性能密切相关。其次, 从宏观环境来看, 对页岩气开采废水进行处理处置是为了减少其对环境的不良影响, 若在处置页岩气开采废水的同时产生其他的环境影响则会违背废水治理的最初意愿, 因此在对页岩气开采废水治理方案进行评价时需要同时考虑该方案对环境造成的影响。此外, 任何投入产出活动都会造成经济影响, 经济影响往往是处理成本直接投资者最为关心的因素, 同时能从侧面反映一项治理方案的优劣。

因此, 本章将根据开采废水治理方案的清单分析结果, 将治理过程的能量、物质流的输入、输出过程分为环境影响、经济影响、技术性能三类, 通过专家咨询和文献调研, 形成相应的开采废水治理方案评价指标。

①废水治理方案的环境影响分析

环境是人类生存与发展的必要条件。页岩气开采废水治理方案环境影响清单分析结果如下表。在页岩气开采废水的存储、处理过程中需要占用土地, 页岩气开采废水的转运会对土地造成一定的损毁, 需要输入一定的土地资源, 同时可能产生 CO_2 、 NO_x 等气体污染大气, 泄露页岩气开采废水造成突发性的环境事故。页岩气开采废水治理过程中, 需要投入土地资源、电能、热能等大量的资源与能源, 同时产出包括含水污泥、氧化副产物等污染物质, 对环境造成较大的影响。

表 3.1 废水治理方案的环境影响分析结果

Table 3.1 results of analysis of the environmental impact of wastewater treatment scheme		
分析对象	输入	输出
废水收集转运	土地资源	CO_2 、 NO_x 等气体污染大气; 泄露的开采废水
废水处理	土地资源	处理出水、浓盐水、含水固废
出水处置	土地资源	再生水, SO_2 、 CO_2 、 NO_x

根据清单分析结果, 同时参考 Jhih-Sh yang Shih 在页岩气开采废水治理方案的评价模型中提出的环境影响评价参数, 包括固废产量、运输交通事故和泄露风险、地表水排放环境影响和大气污染物排放环境影响。T.D. Hayes 等选取设备占地、含水固废产量等作为机械蒸汽再压缩技术处理 Marcellus 页岩气开采废水的环境影响评价指标。

因此,选取突发性环境风险、固废影响、浓盐水影响、排水影响、废气影响、土地占用影响,作为页岩气开采废水治理方案的环境影响评价指标^[70]。

②废水治理方案的经济影响分析

压裂废气治理方案的环境影响清单分析结果如下表。在页岩气开采废水处理处置过程需要购置包括运输罐车、废水储罐、处理设备在内的大量基建设施,需要不断的投入处理药品、电能等物料与能源,输出大气污染物、处理出水等物质。

表 3.2 废水治理方案的经济影响分析结果

Table 3.2 results of analysis of the economic impact of wastewater treatment scheme		
分析对象	输入	输出
废水收集转运	收集/转运设备建设材料、管线建设材料、人工、动力燃料	废水池、储罐、运输管线、转运罐车
废水处理	处理设备建设原料、电能、热能、天然气、渗透膜等处理耗材、氧化剂等化学物质、人工、	被替换的耗材
出水处置	运输设备、动力燃料	再生水、浓盐水、含水固废

Jhih-Sh yang Shih 在相关研究中指出^[70],页岩气开采废水治理产生的再生水或其他可利用资源回收能够为废水治理机构带来经济效益,并提出了处理技术投资成本、废水运输成本等经济影响评价参数。Toufic.Mezher、John A. Veil、美国环境保护署(EPA)则提出了能源消耗、处理成本等经济评价参数。

因此,本文选取投资费用、运营费用、经济效益,作为评价页岩气开采废水治理方案的主要经济影响评价指标。

③废水治理方案的技术性能分析

压裂废气治理方案的清单结果表明,页岩气开采废水治理过程输出的主要产物即为处理后的出水,出水量的大小,出水水质能否达标,成为评价页岩气开采废水治理方案的重要标准。

Sinisha Jikich 等^[69]提出了废水每日处理量、污染物去除率等技术性能评价指标,John A. Veil、Jhih-Sh yang Shih 及 Sanchez V 则提出了技术处理能力、处理效率等评价参数^[30, 70, 110]。此外,技术成熟度、工艺复杂程度是衡量工艺技术优劣的常规评价指标。其中,技术成熟度是综合考虑技术的普及程度、稳定性、安全性等特点的定性指标。

因此,本文选取污染物去除率、处理能力、技术成熟度和工艺复杂程度应作为主要的技术性能评价指标。

3.1.3 确定评价指标体系

根据评价指标的确定结果以及层次分析法的主要思想，将页岩气开采废水治理方案的综合效益作为本研究的评价目标。与此相对应，综合效益评价下面分为页岩气开采废水治理方案的技术性能、环境影响和经济影响三项评价指标，作为综合评价的准则层。每个准则层评价指标下设不同的分类评价指标，作为综合评价的子准则层。评级目标与各评价指标的关系如下图所示。

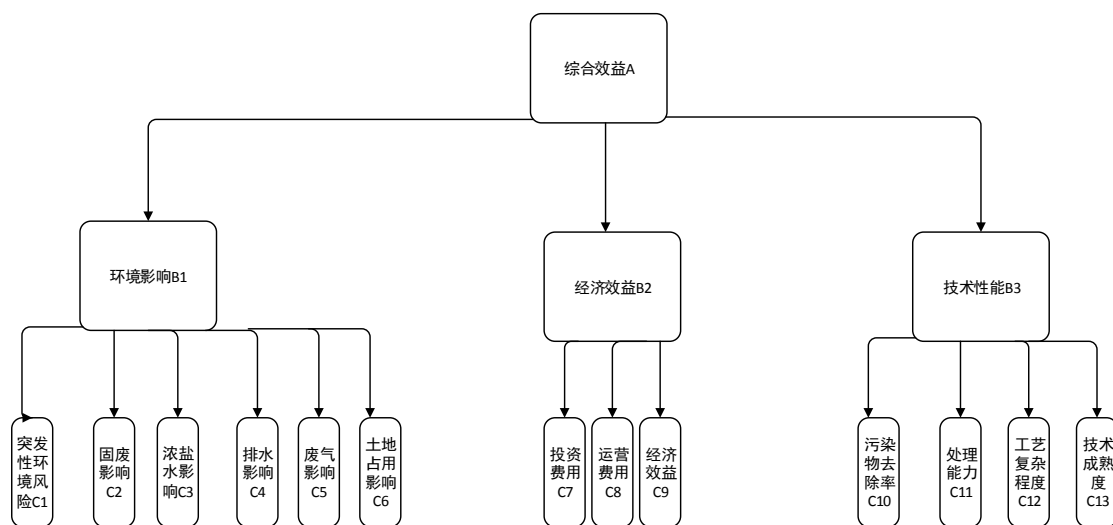


图 3.1 页岩气开采废水治理方案综合效益评价体系图

Fig. 3.1 comprehensive benefit evaluation system of fracturing wastewater treatment project

上述评价体系中包括定量指标与定性指标，正指标与逆指标多种评价指标。定性指标是指无法定量表达其影响的评价指标，突发性环境风险（C1）、工艺复杂程度（C12）、技术成熟度（C13）为定性指标，其余 10 项评价指标均为定量指标。正指标是指实际值越大越令人满意的指标，评价体系中的正指标包括经济效益（C8）、技术成熟度（C13）、污染物去除率（C10）和处理能力（C11），其余 9 项均为逆指标。

3.1.4 评价指标的量化

评价指标的量化分为两个步骤，即指标实际值的获取和对实际值进行无量纲化。评价指标体系中包含 3 项定向指标，突发性环境风险（C1）、工艺复杂程度（C12）、技术成熟度（C11），需要通过专家打分获得其实际值，其余的定量指标则可通过计算获值。其中，土地占用规模（C6）、投资费用（C7）、运行费用（C9）、污染物去除率（C10）、处理能力（C12）五项指标的实测值，可以通过调研直接或间接获得实测值，无需公式量化。

①固废环境影响

固废主要是指在混凝絮凝等过程是通过投加混凝剂或者采用电絮凝的方式使废水中的悬浮物、COD、石油类等物质沉降，产生的含水污泥。计算方法如下：

$$Q=q \times V$$

式中， Q 是处置过程产生的含水污泥量（kg）

q 是治理方案的单位污泥产量（kg/m³）

V 是处理的废水量（m³）；

②浓盐水环境影响

浓盐水产生于页岩气开采废水的脱盐过程，其产量与处理技术对废水 TDS 的去除与紧密相关，同时也是衡量废水处理工艺效率的重要参数。计算方法如下：

$$G=g \times V$$

式中， G 是处置过程产生的浓盐水量（m³）

g 是治理方案的单位浓盐水产量（m³/m³）

V 是处理的废水量（m³）；

③排水环境影响

在页岩气废水的处置过程中，处理后实现达标外排的废水中的污染物含量可能超过受纳水体本底值的情况，排入的废水可能会降低受纳水体的净化能力，从而对水环境造成影响。本文选择“灰水足迹”的概念来对这种影响程度进行量化，同时选取与当地水质差异最显著的特征污染物指标为计算对象^[111, 112]。计算方法如下：

$$WF_{grey} = \frac{V_{eff} \times (C_{eff} - C_{nat})}{C_{max} - C_{nat}}$$

式中， C_{nat} 取受纳水体污染物本底值；

C_{max} 取污染物排放标准值；

V_{eff} 为处理后达标外排的废水体积

C_{eff} 为处理后达标外排的废水中含有特征污染物的浓度

④废气环境影响

由于不涉及生物处理，且污泥处理也不在评价范围内，因此页岩气开采废水治理过程中废气释放来源主要包括：废水处理阶段和车辆运输过程中的能源燃烧功能。采用CO₂作为对象，获得废气环境影响指标的实际值，计算方法如下：

$$M=L \times m$$

式中， M 是运输过程产生的污染物量（kg）

L 是运输距离（km）；

m 是每吨货物在运输过程中每公里排放的污染物量（kg/t/km）

⑤经济效益

特指页岩气开采废水经过处理后得到的再生水回用产生的收益，计算方法如下：

$$S=V \times P$$

式中， V 是指回用的再生水体积。 P 是指开采区域的新鲜水取用单价，取开采区域取水水厂的供水单价。

此外，为了消除不同指标之间量纲的干扰，通常需要对评价指标进行无量纲化。本文采用极值法进行指标的无量纲化^[113]。极值化法是利用指标的极值（极大值或极小值）计算指标无量纲值的方法，是通过变量取值的最大/最小值将原始数据转换为介于某一特定范围的数据。具体步骤如下：

①收集数据，确定各指标原值，记为 X_i 。

②确定各指标的最大值和最小值，分别记为 $MAX(X_i)$ 和 $MIN(X_i)$ 。

③计算各指标的无量纲值，记为。指标无量纲值的计算可根据指标分类结果，分为两种不同的计算方法。正指标，是指实际值越大越令人满意的指标，例如污染物去除率，计算方法参照公式 3.1；逆指标，是指实际值越低越令人满意的指标，例如污泥产量等，计算方法参照公式 3.2。

正指标：

$$X_i' = \frac{X_i - MIN(X_i)}{MAX(X_i) - MIN(X_i)} \quad (3.1)$$

逆指标：

$$X_i' = \frac{MAX(X_i) - X_i}{MAX(X_i) - MIN(X_i)} \quad (3.2)$$

3.2 评价模型的构建

3.2.1 评价模型的假设与前提

页岩气开采活动及页岩气开采废水治理的实际情况远比理论分析更为复杂，更加多变。因此，本研究在模型的构建过程中尽可能的摒除这些不确定因素的影响，确保模型的准确性。本文构建的评价模型是基于如下假设与前提：

①假设在分析过程水资源和化学物质保持质量守恒

②假设经过处理后的再生水利用途径唯一，即用以配置压裂液，因此所有达到回用水质标准要求的再生水产生经济效益的单价相同

③假设处理后的再生水回用的目的地为本平台或附近的其他开采平台，忽略回用的运输距离

④假设污水集中处理点距离排水目的地很近，忽略再生水外排的运输距离

⑤假设页岩气开采废水治理过程中只回收再生水，不回收其他二次资源，如浓盐水。

3.2.2 确定评价模型

本文采用综合指数法 (Synthetical Index Method) 实现页岩气开采废水治理方案的综合评价^[14]。综合指数法 (Synthetical Index Method) 是在确定一套合理评价指标体系的基础上，对各项指标个体指数进行加权平均，计算出各评价对象的综合效益值 S ，从而实现综合评价的一种方法。

根据建立的页岩气开采废水治理方案综合效益评价体系的层次结构及各指标间的逻辑关系，运用综合指数法 (Synthetical Index Method)，把页岩气开采废水治理方案的综合评价结果称为治理方案评价的总指数，输出值设为 $S1$ 。与此相对应，综合效益评价下面的环境影响评价、经济影响评价、技术性能评价称为治理方案评价的分指数，输出值分别设为 $S2$ 、 $S3$ 、 $S4$ 。页岩气开采废水治理方案评价的总指数、分指数输出关系分别如下：

$$S = \sum_{i=1}^n M_i \times X_i = W * \begin{pmatrix} X_{11} & \dots & X_{1j} \\ \dots & \dots & \dots \\ X_{i1} & \dots & X_{ij} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} W_1 \\ \dots \\ W_i \end{pmatrix}^T * \begin{pmatrix} X_{11} & \dots & X_{1j} \\ \dots & \dots & \dots \\ X_{i1} & \dots & X_{ij} \end{pmatrix}$$

其中， i 为子准则层的评价指标， $i=1,2,3\dots m$

j 为参与评价的方案数， $j=1,2,3\dots n$

M_i 为指标 i 相对于目标层的权重， X_i 为指标 i 的实测值经无量纲化后的评价

值。

根据评价模型，可以分别计算出页岩气开采废水治理方案评价的环境、经济、技术评价的分指数值以及综合效益评价的总指数值，并将得到的指数值作为页岩气开采废水治理方案的主要评价依据。

① $S1$ 值结果越大，表示页岩气开采废水治理方案的综合效益越优； $S1$ 值结果越小，表示页岩气开采废水治理方案的综合效益越差。

② $S2$ 值结果越大，表示页岩气开采废水治理方案对环境的不良影响越小； $S2$ 值结果越小，表示页岩气开采废水治理方案对环境的不良影响越大。

③ $S3$ 值结果越大，表示页岩气开采废水治理方案对经济的不良影响越小； $S3$ 值结果越小，表示页岩气开采废水治理方案对经济的不良影响越大。

④ $S4$ 值结果越大，表示页岩气开采废水治理方案的技术性能越优； $S4$ 值结果越小，表示页岩气开采废水治理方案的技术性能越差。

3.2.3 权重的确定

本文采用五标度法构造判断矩阵，实现模糊综合评判与层次分析法相结合，

从而确定页岩气开采废水治理方案的综合评价指标体系中各指标的权重。确定指标权重的步骤如下：

- ①利用五标度法得到各层的优先判断矩阵 $F_{n \times n}$ ；
- ②利用数学方法将优先判断矩阵 $F_{n \times n}$ 转换为模糊一致性判断矩阵 $Q_{n \times n}$ ；
- ③引入参数 ∂ ，对每一判断矩阵进行指标权重合理性检验。
- ④求出每一个满足合理性检验的模糊一致性判断矩阵 $Q_{n \times n}$ 的最大特征值对应的特征向量,得到指标的层次单排
- ⑤根据各矩阵的层次单排序结果求得总排序向量 W ，即为评价体系中子准则层 13 项指标相对于目标层的重要性排序。

为叙述方便，首先对模糊互补判断矩阵的定义与性质进行阐述^[115]。

对于二元对比矩阵 $P = \begin{pmatrix} p_{ij} \end{pmatrix}_{n \times n}$ ，若满足：

- 1) $p_{ij} = 0.5, \forall i \in I$;
- 2) $p_{ij} + p_{ji} = 1; \forall i, j \in I$

则称矩阵 P 为模糊互补判断矩阵。设有一模糊矩阵 $W = \begin{pmatrix} w_{ij} \end{pmatrix}_{n \times n}$ ，若对任意 k 均有

$w_{ij} = w_{ik} - w_{jk} + 0.5$ ，则称矩阵 W 为模糊一致矩阵，模糊一致性矩阵 W

$W = \begin{pmatrix} w_{ij} \end{pmatrix}_{n \times n}$ 具有以下性质：

- 1) 若 $p_{ij} = w_{ij}^T = w_{ji}$ ； $\forall i, j \in I$ ，则称 $W^T = \begin{pmatrix} w_{ij}^T \end{pmatrix}_{n \times n}$ 是 W 的转置矩阵；
- 2) 若 $w_{ij}^c = 1 - w_{ji}$ ； $\forall i, j \in I$ ；则称 $W^c = \begin{pmatrix} w_{ij}^c \end{pmatrix}_{n \times n}$ 是 W 的余矩阵；
- 3) 模糊一致性矩阵 $W = \begin{pmatrix} w_{ij} \end{pmatrix}_{n \times n}$ 的转置矩阵 W^T 和余矩阵 W^c 相等且均为模糊一致性

矩阵；

- 4) 模糊互补判断矩阵 $W = \begin{pmatrix} w_{ij} \end{pmatrix}_{n \times n}$ 是模糊一致性矩阵的充要条件是 W 的任意两行对应

元素之差为常数。

①优先判断矩阵 $F_{n \times n}$ 的构造

为了全面、准确的反应页岩气开采废水治理过程中对环境、经济等方面产生的影响,制定调查问卷,并请不同专业背景的专家按照以下标准对指标进行权重赋值。问卷的内容包括专家基本信息、现工作类型、从事工作的时间以及对于页岩气开采废水治理过程中产生各类影响因子的重要性赋值,具体见附件 1,调查过程实际发放问卷 32 份,其中环境管理部门 11 份,页岩气开采运营商及污水处理机构共 11 份,行业专家 11 份,回收有效问卷 25 份,问卷有效率为 78%,其中环境管理部门 10 份,页岩气开采运营商及污水处理机构共 7 份,行业专家 8 份。

$$F = \left(f_{ij} \right)_{n \times n} = \begin{cases} 0.1 & A_j \text{ 极端重要于 } A_i \\ 0.3 & A_j \text{ 明显重要于 } A_i \\ 0.5 & A_i \text{ 等同于 } A_j \\ 0.7 & A_i \text{ 明显重要于 } A_j \\ 0.9 & A_i \text{ 极端重要于 } A_j \end{cases}$$

②判断矩阵的调整

利用上述介绍的模糊矩阵及模糊一致性矩阵的定义即性质,对优先判断矩阵 $F_{n \times n}$ 进行数学转换,得到模糊判断矩阵 $Q_{n \times n} = (q_{ij})_{n \times n}$,即为符合传统层次分析法中“1~9 九标度”下的符合一致性的判断矩阵,矩阵的调整方法如下:

$$q_{ij} = \frac{q_i - q_j}{2(n-1)} + \frac{1}{2}$$

$$\text{其中, } q_i = \sum_{j=1}^n f_{ij}, \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

③矩阵合理性判断

引入新的参数 δ , 对调整后的判断矩阵进行合理性检验。“0.1~0.9”五标度法的提出者徐泽水,在相关研究中提出了一个参数 δ ,用以检验专家给出的模糊互补一致性矩阵是否符合实际情况,参数设定如下:

$$\text{令 } \delta = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (f_{ij} - q_{ij})^2}}{n} \geq 0$$

此外,徐泽水通过大量的实践,对参数 δ 给出了经验的临界值,即:

- 1) 当 $\delta < 0.1$ 时,可认为专家给出的模糊互补矩阵较为合理,与实际情况一致
- 2) 当 $\delta \geq 0.1$ 时,则说明专家给出的模糊互补矩阵的合理性较差,不能反映实

际情况。

④确定权重

采用和行归一法，求出对于每一个转换后且满足合理性检验的，模糊一致性判断矩阵的最大特征向量 W ， W 的分向量即为指标的权重。

$$w = (w_1 \quad w_2 \cdots w_i \cdots w_n)$$

$$\text{其中, } w_i = h_i / \sum_{i=1}^n h_i = \frac{\sum_{i=1}^n q_i + \frac{n}{2} - 1}{n(n-1)}, i=1, 2, \dots, n$$

$$h_i = \sum_{j=0}^n q_{ij} - \frac{1}{2}, \quad \sum_{i=0}^n h_i = n(n-1)/2$$

3.2.4 治理方案的环境影响评价

根据权重的确定方法及专家打分结果，得到各环境影响指标的权重赋值结果如下：

$$D^1 = (0.0622 \quad 0.0902 \quad 0.0871 \quad 0.0933 \quad 0.0622 \quad 0.0715)$$

$$D^2 = (0.066 \quad 0.066 \quad 0.066 \quad 0.0562 \quad 0.0635 \quad 0.04888)$$

$$D^3 = (0.0622 \quad 0.0462 \quad 0.0355 \quad 0.0444 \quad 0.0355 \quad 0.04266)$$

$D = (0.0634 \quad 0.0674 \quad 0.0628 \quad 0.0646 \quad 0.0537 \quad 0.05437)$ ， D 由 D^1 、 D^2 、 D^3 向量中各分向量求算数平均值得到。

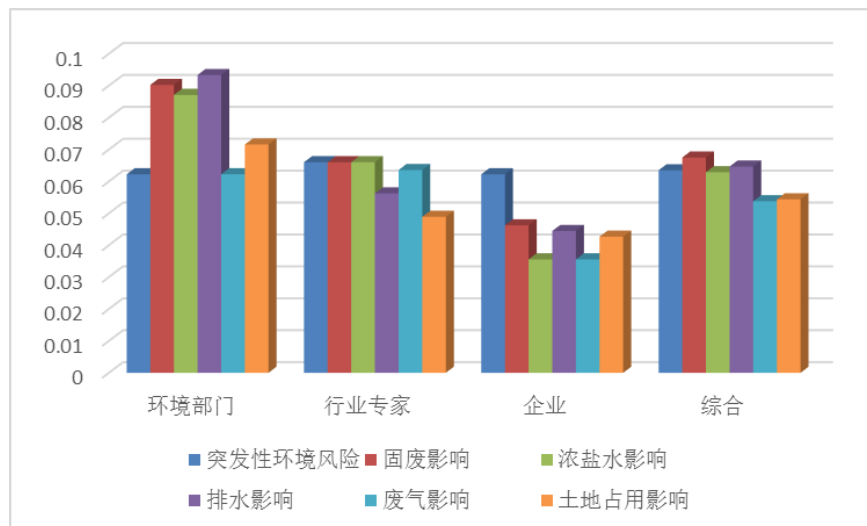


图 3.2 环境影响子指标权重

Fig. 3.2 weight of environmental impact index

分析上图发现，环境管理部门专家认为固废、排水对环境产生的影响最大，

其次为浓盐水影响，权重最小的环境影响指标为突发性环境风险和废气影响。行业专家认为突发性环境风险造成的环境影响最大，权重最小的评价指标为土地占用影响，为 0.0488。页岩气开采企业专家认为权重最大的环境影响评价指标为突发性环境风险，为 0.0622，浓盐水影响和废气影响指标的权重最小，均为 0.0355。综合各行业专家的评分结果发现，在评价页岩气开采废水治理方案的环境影响指标中，固废影响指标的权重最大，为 0.0674；土地占用影响和废气影响指标权重最小，分别为 0.0543、0.0537。

3.2.5 治理方案的经济影响评价

根据权重的确定方法及专家打分结果，得到各经济影响指标的权重赋值结果如下：

$$M^1 = (0.0888 \quad 0.0888 \quad 0.0888)$$

$$M^2 = (0.1 \quad 0.1 \quad 0.1)$$

$$M^3 = (0.0933 \quad 0.1733 \quad 0.1333)$$

$M = (0.09407 \quad 0.1207 \quad 0.10741)$ ， M 由 M^1 、 M^2 、 M^3 向量中各分向量求算数平均值得到。

其中， M 为通过专家打分获得的环境影响评价指标下各子指标的综合权重结果； M^1 为环境管理部门的赋值结果； M^2 为行业专家的赋值结果； M^3 为页岩气开采企业的赋值结果。

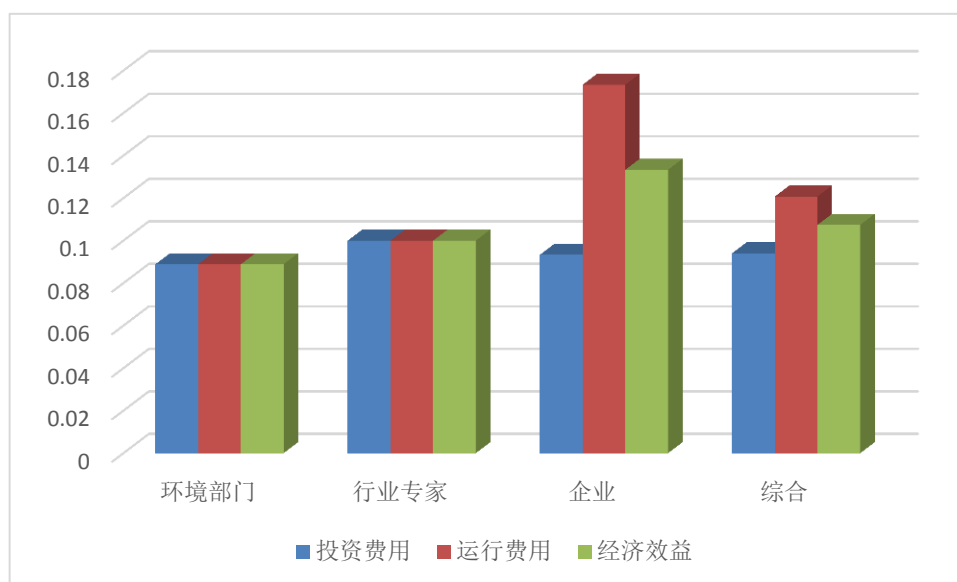


图 3.3 经济影响影响子指标权重

Figure 3.3 economic impact sub index weight

分析上图发现，环境管理部门专家认为页岩气开采废水治理过程产生的前期

投资费用与运行费用对经济的影响程度相当，投资费用、运行费用与经济效益三项经济影响评价指标权重均为 0.0888。行业专家认为三项经济影响指标的重要性程度相等，权重均为 0.1。页岩气开采企业专家认为运行费用对经济的影响程度最大，为 0.1733，而经济效益和投资费用相对于经济影响的权重分别为 0.1333、0.0933。综合各行业专家的评分结果发现，在评价页岩气开采废水治理方案的经济影响指标中，运行费用的权重最大，为 0.1207，经济效益次之，投资费用指标的权重最小。

3.2.6 治理方案的技术性能评价

根据权重的确定方法及专家打分结果，得到各技术性能评价指标的权重赋值结果如下：

$$P^1 = (0.0711 \quad 0.0711 \quad 0.0533 \quad 0.0711)$$

$$P^2 = (0.0888 \quad 0.0777 \quad 0.0833 \quad 0.0833)$$

$$P^3 = (0.0611 \quad 0.0722 \quad 0.0944 \quad 0.1055)$$

$P = (0.07370 \quad 0.0737 \quad 0.0770 \quad 0.0866)$ ，其中 P 由 P^1 、 P^2 、 P^3 中各分向量求算数平均值得到。

其中， P 为通过专家打分获得的环境影响评价指标下各子指标的综合权重结果； P^1 为环境管理部门的赋值结果； P^2 为行业专家的赋值结果； P^3 为页岩气开采企业的赋值结果。

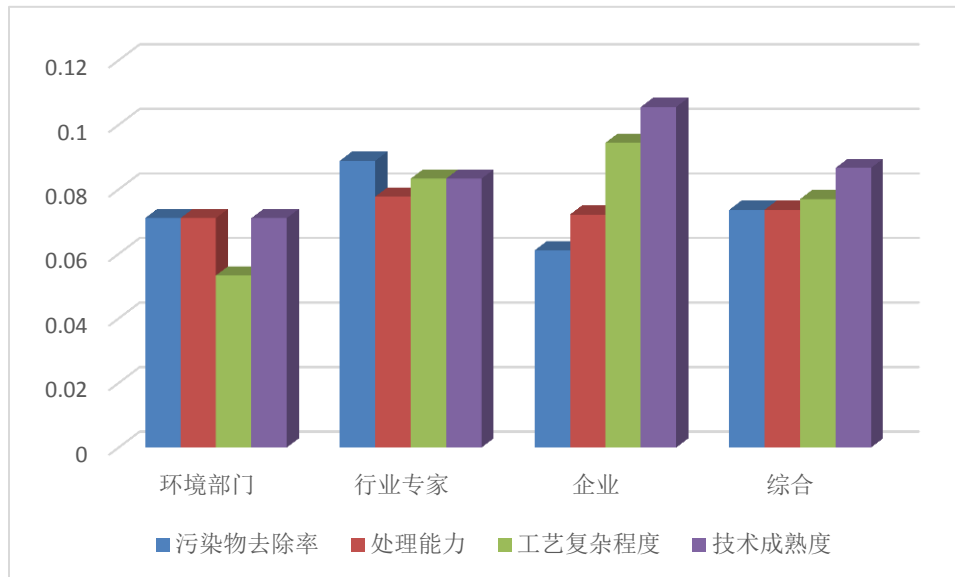


图 3.4 技术性能子指标权重

Figure 3.4 technical performance sub index weight

分析上图发现，环境管理部门专家认为污染物去除能力、处理能力和技术成

熟度是衡量页岩气开采废水治理方案的重要指标，且权重相等，均为 0.0711，对工艺复杂程度的权重赋值较低，为 0.0533。行业专家认为在页岩气开采废水治理方案的技术性能评价中，污染物去除率最重要，其权重为 0.0888。页岩气开采企业专家认为技术成熟度是最重要的衡量页岩气开采废水治理方案技术性能的指标，权重为 0.0611。综合各行业专家的评分结果发现，在评价页岩气开采废水治理方案的技术性能时，各评价指标的重要性程度依次为技术成熟度、工艺复杂程度、处理能力、污染物去除率，其权重分别为 0.0866、0.0770、0.0737。

3.2.7 治理方案的综合评价

根据权重的确定方法及专家打分结果，得到页岩气开采废水治理方案综合评价各指标的权重赋值结果如下：

$$W = (0.0634 \quad 0.0674 \quad 0.0628 \quad 0.0646 \quad 0.0537 \quad 0.0543 \quad 0.0940 \quad 0.1207 \\ 0.1074 \quad 0.0737 \quad 0.0737 \quad 0.0770 \quad 0.0866)$$

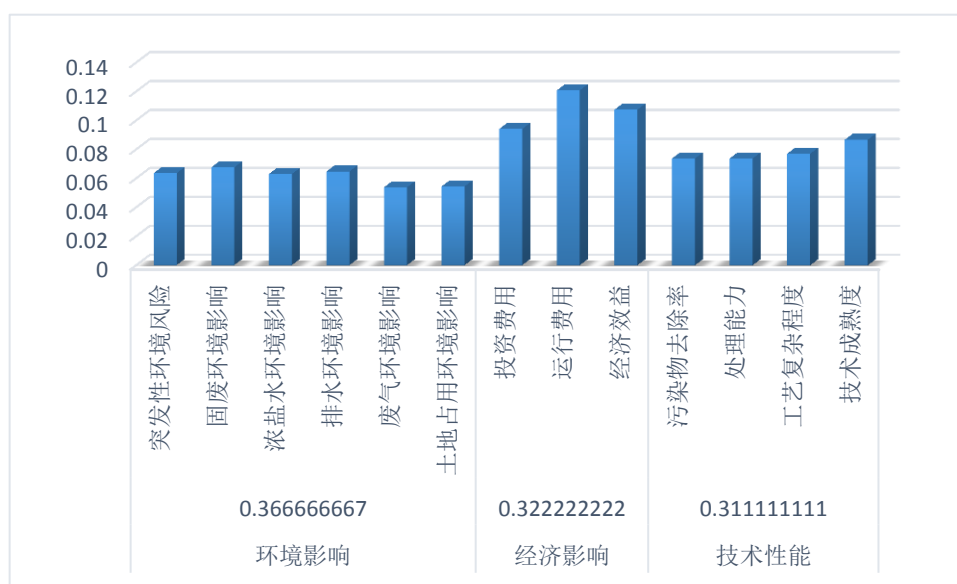


图 3.5 综合效益评价指标权重

Figure 3.5 comprehensive benefit evaluation index weight

分析上图发现，通过综合各行业专家的打分结果，在对页岩气开采废水治理方案进行综合效益评价时，权重最大的评价指标为运行费用，为 0.1207，其次为经济效益、投资费用。此外，技术成熟度指标对治理方案综合效益的影响也较大，比重为 0.0866。然而，从环境影响、经济影响、技术性能三方面来看，环境影响指标对综合效益的影响程度最大，为 0.366，经济影响指标和技术性能指标相对于治理方案的综合效益重要性程度相对较小，权重分别为 0.3222、0.3111。

3.3 小结

根据页岩气开采页岩气开采废水治理过程各阶段的清单分析结果,结合专家咨询结果及文献调研结果,获得了与页岩气开采废水治理过程相关且互相独立的评价指标,包括突发性环境风险、固废环境影响、浓盐水环境影响、排水环境影响、废气环境影响、土地占用环境影响、投资费用、运行费用、经济效益、污染物去除率、处理能力、工艺复杂程度、技术成熟度共 13 项。并利用层次分析法的思想,建立了各评价指标的层次结构,明确了评价指标的量化方法。

运用综合指数法构建了页岩气开采废水治理方案的评价模型,对页岩气开采废水治理方案的综合效益进行评价,定义了总指数 S1;分别从环境影响、经济影响和技术性能三方面提出了页岩气开采废水治理方案的评价方法,定义了分指数 S2、S3、S4。通过专家打分和层次分析法获得了评价模型中权重参数的值。本文建立的评价模型,可以通过改变模型参数,应用到具体的废水治理方案评价中。

4 页岩气开采废水治理方案综合评价的实例应用

第三章给出了基于生命周期评价方法的思想,运用层次分析法及 LCA 清单分析工具,建立的页岩气开采废水治理方案综合评价模型。本章将对具体的工程实例应用进行分析,从而考察该综合评价模型的可行性及应用效果。本文选取重庆地区某页岩气开采平台的 X 井为工程项目背景,分析了三种常见的页岩气开采废水治理方案,从环境、经济、技术三方面考虑对其进行综合评价,筛选出最优方案。调研平台共有六口开采井,单井压裂总用水量约为 27000m^3 ,压裂返排液量为压入量的 5%,以此计算 6 口井返排液总量约为 8100m^3 ($1350\text{m}^3/\text{井}$)。开采平台附近的 Y 河流,具有水域功能,断面水质检测结果满足《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中 III 类标准要求。

4.1 方案 A—就地处理后回用

方案 A 用废水池收集开采废水,运用废水撬装处理装置,采用化学混凝沉淀技术对页岩气开采废水实现就地处置后,稀释回用。主要的废水处理构筑物为废水池及污水泵。

表 4.1 方案 A 的主要构筑物

Table 4.1 the main structure of the program A

组件	数量
废水池	2
污水泵	2

废水池采用防渗材质,容积通常为 1000m^3 ,高 2m,即每个废水池占地约为 500m^2 。调研平台单井压裂总用水量约为 27000m^3 ,压裂返排液量为压入量的 5%,以此计算出该平台的单井返排液量为 1350m^3 。因此,调研区块内需要修建两个池容为 1000m^3 ,占地约为 1000m^2 。设备投资成本包括修建废水池 ($500\text{元}/\text{m}^2$) 费用 5×10^5 元,污水泵流量为 $10\text{m}^3/\text{h}$,转速 $1440\text{r}/\text{min}$,单价 $6088\text{元}/\text{台}$,每个废水池配套该型号污水泵一台,共投资 12176元 ^[16]。因此,前期投资预算为 512176元 。废水处理过程中需要使用大量的化学絮凝剂,输入电能,处理单价为 $200\text{元}/\text{m}^3$ 。处理效果如下表所示。

表 4.2 方案 A 进出水水质

Table 4.2 Influent and effluent components of the program A

分析项目	单位	监测结果	出水水质	污染物去除率	回用标准	排放标准
TSS	mg/L	1018	10.18	99%	≤150	20
TDS	mg/L	4100				500
COD	mg/L	1.29×10^3				100
钙离子	mg/L	112.18	2.24	98%	≤1800	
镁离子	mg/L	68.07	1.36	98%	≤1800	
硫酸盐	mg/L	40.4				250
钠离子	mg/L	5478.99	/	/		

分析上表发现,通过化学絮凝技术可以有效去除页岩气开采废水中的悬浮物及钙、镁离子,处理后的悬浮物浓度为 10.18,低于我国压裂液回用 SS 浓度限值,可实现废水 100%回用。然而,该区块的页岩气开采废水 TDS 浓度高,且含有较高的有机物,开采平台附近的 Y 河流作为受纳水体时,应满足《污水综合排放标准》(GB8978-1996)一级标准,即 TDS 浓度低于 500mg/L, COD 浓度小于 100 mg/L^[117]。然而该区块产生的页岩气开采废水经过化学絮凝,稀释数倍也难以达到外排标准。因此,经过化学絮凝并稀释处理后的页岩气开采废水只能回用,该方案适合压裂期间的废水处理。此外,化学絮凝沉淀过程,使用 PAC 絮凝剂,去除悬浮物的同时会产生大量的含水污泥,产生额外的处理成本。废水回用产生的经济效益为 1350 乘以取水单价 2.7 元/m³,为 3645 元。

4.2 方案 B—集中处理后回用

方案 B 采用罐车将页岩气开采废水转运至集中处理站,并使用热蒸馏技术对调查区块的页岩气开采废水进行处理,处理后的出水回用于压裂液的配置。传统热蒸馏技术能耗高,主要在水资源较为匮乏的地区使用,使得该技术的大范围推广使用受到限制。对此,美国相关的研究者不断对该技术进行改良,其中 Altela 公司研发了 ARS 技术,该技术在传统的热蒸馏技术上改进,极大的降低了处理成本,主要构筑物如下表^[63]。

表 4.3 方案 B 的主要构筑物

Table 4.3 the main structure of the program B

组件	数量
废水池	2
污水泵	2
循环塔	12
中心管道	1
换热器	1
蒸汽锅炉	1
冷凝液罐	1
其他设备	/

该技术主要通过热能驱动、运行过程同时消耗电能与热能。驱动设备的温度需要达到 120 摄氏度，处理过程中消耗电能 88.8KWh/m³，消耗热能 1.58GJ/m³。需要投入的费用包括设备投资成本 54.21 元/m³，运行成本为 135.07 元/m³。该方案占地设备包括废水池和 ARS 设备。废水池采用防渗材质，容积通常为 1000m³，高 2m，即每个废水池占地约为 500 m²。调研区块的单井返排液量为 1350m³，需要修建两个废水池收集存储废水，占地约为 1000 m²。ARS 单组设备长 12 米，宽 4 米，高 4.3 米，占地面积约为 48 m²^[118]。处理效果如下表^[117, 119]。

表 4.4 方案 B 进出水水质

Table 4.4 Influent and effluent components of the program B

分析项目	单位	监测结果	出水水质	污染物去除率	回用标准	排放标准
TSS	mg/L	1018	91.62	91%	≤150	20
TDS	mg/L	4100	41	99%		500
COD	mg/L	1.29×10 ³	51.6	96%		100
钙离子	mg/L	112.18	1.12	99%	≤1800	
镁离子	mg/L	68.07	0.68	99%	≤1800	
硫酸盐	mg/L	40.4	34.74	89%		250
钠离子	mg/L	5478.99	54.78	99%		

分析上表发现，ARS 技术脱盐效果极好，同时能有效降低页岩气开采废水中有机物的含量。但去除悬浮物的能力较差，应用于该区块可回用于压裂液的配置，无法达到外排标准。因此，可与化学絮凝/电絮凝等悬浮物去除技术联用，实现页

岩气开采废水达标外排。与化学絮凝技术联用，处理页岩气开采废水产生浓盐水 270m³，产生含水污泥 12150kg。

4.3 方案 C—集中处理后外排

方案 C 在调研平台内选择合适地点修建页岩气开采废水集中处理站，本章调研的开采井距离该集中处理站为 50km，利用罐车将废水转运至集中处理站，通过使用化学絮凝和机械蒸汽再压缩技术，实现页岩气开采废水的集中处置。处理系统的主要构筑物如下表。

表 4.5 方案 C 的主要构筑物

Table 4.5 the main structure of the program C

组件	数量
废水池	2
污水泵	2
清/污水储罐	3
预热器	3
布袋过滤装置	3
压缩机	3
热交换器	3

该方案的废水处理过程分为预处理及机械蒸汽再压缩（3 组）两个单元^[120]。其中，预处理单元占地约为 5665 m²，MVR 单元占地 5806 m²，两座废水池占地 1000 m²。每一组 MVR 设备都由预处理、发动机和蒸发器换热器三部分构成，处理流量可达到 445m³/d。其中，预处理组分是由 5μm 的布袋过滤装置以及预热装置组成；发动机组分包含一台机械压缩机；蒸发热交换组分包含液体/蒸汽热交换器，蒸发罐和洁净水收集罐。处理过程需要消耗电能，消耗化学品，共产生费用为 71400 元。处理效果如下^[68, 117, 120]。

表 4.6 方案 C 进出水水质

Table 4.6 Influent and effluent components of the program C

分析项目	单位	监测结果	出水水质	污染物去除率	回用标准	排放标准
TSS	mg/L	1018	10.18	99%	≤150	20
TDS	mg/L	4100	41	99%		500
COD	mg/L	1.29×10 ³	25.8	98%		100

分析项目	单位	监测结果	出水水质	污染物去除率	回用标准	排放标准
TSS	mg/L	1018	10.18	99%	≤150	20
TDS	mg/L	4100	41	99%		500
钙离子	mg/L	112.18	1.12	99%	≤1800	
镁离子	mg/L	68.07	0.68	99%	≤1800	
硫酸盐	mg/L	40.4	0.81	98%		250
钠离子	mg/L	5478.99	164.4	97%		

分析上表发现, 方案 C 处理过程中, 产生含水污泥、产生浓盐水。含水污泥主要产生于快速混凝阶段, 产率为 $4.78\sim 9\text{kg}/\text{m}^3$ 废水, 因此处理该区块单井页岩气开采废水 1350m^3 产生含水污泥共 12150kg 。经过该组合工艺处理后, 产生含高浓度 TDS 的浓盐水以及脱盐后的清洁水, 其中, 浓盐水产量占到进水量的 27.5%, 因此, 单井处理后的浓盐水产量为 371m^3 , 产生可回用、可外排的清洁水量为 979m^3 。此外, 集中处理站距离评价井约 50km, 废水运输单价为 1.15 元/t/km, 因此该方案产生运输费用 77625, 同时产生废气污染物^[116]。

4.4 页岩气开采废水治理方案的综合效益评价

4.4.1 指标值无量纲化

通过对以上三种不同方案的处置过程进行分析, 得到各方案评价指标的实际值, 如下表所示。其中, 突发性环境风险、工艺复杂程度、技术成熟度三项为定性评价指标, 通过专家打分获得, 评分表见附录 2。

表 4.7 废水治理方案评价指标实测值

Table 4.7 Measured value of wastewater treatment scheme evaluation index				
评价指标	单位	方案 A	方案 B	方案 C
突发性环境风险值		80	90	90
污泥产量	kg	650	0	12150
浓盐水产量	kg	0	270	371
灰水足迹	mg	0	COD 51.6	COD 25.8
废气产量	kg	0	1.85	1.85
占用土地面积	m^2	1000	1480	11471
投资费用	元	512176	645359	2730000
运营费用	元	270000	452250	623025
经济效益	元	3645	1080	0

评价指标	单位	方案 A	方案 B	方案 C
污染物去除率		98%	98%	99%
处理能力	m ³ /d	120	181.84	358
工艺复杂程度		60	70	80
技术成熟度		90	80	75

为了使各指标之间能够进行有效对比,本文采用极值化法对各指标的实测数据进行无量纲化的处理,处理过程如下:

①正指标:

1) 经济效益:

由于方案 A 将处理后的出水回用,会产生经济效益;而方案 B 与方案 C 均将处理后的出水达标外排,无法实现再生水资源的利用,不会产生经济效益。因此,选出三种方案中该指标的最大值 $\text{MAX}(X_i) = 3645$, 最小值 $\text{MIN}(X_i) = 0$ 。计算可得:

方案 A 的经济效益指标值 $X_i = (3645 - 0) / (3645 - 0) = 1$

方案 B 的经济效益指标值 $X_i = (1080 - 0) / (3645 - 0) = 0.30$

方案 C 的经济效益指标值 $X_i = (0 - 0) / (3645 - 0) = 0$

2) 污染物去除率:

在污染物去除率指标的量化过程中,选择各方案的典型特征污染物去除率为对象,进行分析。其中,方案 A 去除的特征污染物为 TSS,去除率为 98%;而方案 B 及方案 C 去除的特征污染物为 TDS,去除率分别为 98%、99%。因此,选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 99\%$, 最小值 $\text{MIN}(X_i) = 98\%$ 。计算可得:

方案 A 的污染物去除率指标值 $X_i = (0.98 - 0.98) / (0.99 - 0.98) = 0$

方案 B 的污染物去除率指标值 $X_i = (0.98 - 0.98) / (0.99 - 0.98) = 0$

方案 C 的污染物去除率指标值 $X_i = (0.99 - 0.98) / (0.99 - 0.98) = 1$

3) 处理能力:

调研发现,方案 A 的处理能力为 120 m³/d,方案 B 的处理能力为 181.84 m³/d,方案 C 的处理能力为 358 m³/d。因此,选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 358$, 最小值 $\text{MIN}(X_i) = 120$ 。计算可得:

方案 A 的处理能力指标值 $X_i = (120 - 120) / (358 - 120) = 0$

方案 B 的处理能力指标值 $X_i = (181.84 - 120) / (358 - 120) = 0.26$

方案 C 的处理能力指标值 $X_i = (358 - 120) / (358 - 120) = 1$

4) 技术成熟度

通过专家打分获得各方案的技术成熟度指标值。其中，方案 A 的技术成熟度指标值为 90，方案 B 的技术成熟度指标值为 80，方案 C 的技术成熟度指标值为 75。因此，选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 90$ ，最小值 $\text{MIN}(X_i) = 75$ 。计算可得：

方案 A 的技术成熟度指标值 $X_i = (90 - 75) / (90 - 75) = 1$

方案 B 的技术成熟度指标值 $X_i = (80 - 75) / (90 - 75) = 0.33$

方案 C 的技术成熟度指标值 $X_i = (75 - 75) / (90 - 75) = 0$

②逆指标

1) 突发性环境风险

由于基础数据难以获取，本文采用专家打分的方法为突发性环境风险指标赋值，得到的方案 A 突发性环境风险值为 80，方案 B 突发性环境风险值为 90，方案 C 突发性环境风险值为 90。因此，选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 90$ ，最小值 $\text{MIN}(X_i) = 80$ 。计算可得：

方案 A 的突发性环境风险指标值 $X_i = (90 - 80) / (90 - 80) = 1$

方案 B 的突发性环境风险指标值 $X_i = (90 - 83) / (90 - 80) = 0.7$

方案 C 的突发性环境风险指标值 $X_i = (90 - 90) / (90 - 80) = 0$

2) 固废环境影响（含水污泥产量）

调研发现，方案 A 的污泥产量为 650 kg，方案 B 的污泥产量为 0 kg，方案 C 的污泥产量为 12150 kg。因此，选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 12150$ ，最小值 $\text{MIN}(X_i) = 0$ 。计算可得：

方案 A 的固废环境影响指标值 $X_i = (12150 - 650) / (12150 - 0) = 0.95$

方案 B 的固废环境影响指标值 $X_i = (12150 - 0) / (12150 - 0) = 1$

方案 C 的固废环境影响指标值 $X_i = (12150 - 12150) / (12150 - 0) = 0$

3) 浓盐水环境影响

调研发现，方案 A 不采用任何脱盐技术，因此不产生浓盐水，即该指标值为 0，方案 B 处理该区块 1350m³页岩气开采废水共产出浓盐水 270 m³，方案 C 产出浓盐水 371m³。因此，选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 371$ ，最小值 $\text{MIN}(X_i) = 0$ 。计算可得：

方案 A 的浓盐水环境影响指标值 $X_i = (371 - 0) / (371 - 0) = 1$

方案 B 的浓盐水环境影响指标值 $X_i = (371 - 270) / (371 - 0) = 0.27$

方案 C 的浓盐水环境影响指标值 $X_i = (371 - 371) / (371 - 0) = 0$

4) 排水环境影响

本文统一选择 COD 作为计算不同方案灰水足迹值的特征污染物。通过调研开采区块受纳水体的 COD 本底值为 44 mg/L，为地表三类水体，排水应执行《污水

综合排放标准》(GB8978-1996)一级标准,即 COD 标准值为 100 mg/L。方案 A 与方案 B 处理后的出水均回用,不排入地表水,可认为灰水足迹值为 0。调研发现,方案 C 的出水中 COD 值为 25.8,计算得到方案 C 的灰水足迹值为负值。这表明,经过方案 C 处理后外排的废水,不会对受纳水环境造成不良影响。因此,三种方案产生的灰水足迹指标值均可取为 1。

值得注意的是,经过方案 B 处理后的出水 COD 值为 51.6 mg/L,超过受纳水体的本底值,如果排放,产生的灰水足迹值为 141.52,为正值,这表明,将经过方案 B 处理后的出水排放将会消耗受纳水体 X 河流的一部分稀释能力,将其稀释到受纳水体同等水质,需要消耗 141.52m³河流水体。

5) 废气环境影响

本文采用 CO₂ 产量作为计算废气环境影响指标的特征污染物。方案 A 采用现场处理,不存在运输过程,不产生运输废气。方案 B 与方案 C 均需要将页岩气开采废水转运至距离开采井约 50km 的页岩气开采废水集中处理站,运输量相同,运输距离相等,因此产生的运输废气量也相等,均为 1.85t CO₂。因此,计算可得方案 A 的废气环境影响指标值为 1,方案 B 与方案 C 的废气环境影响指标值均为 0。

6) 土地占用规模

调研发现,方案 A 共占地 1000 m²,方案 B 占地 1480 m²,方案 C 占地 11471 m²。因此,选出三种方案中该指标的最大值为 MAX (Xi) =11471,最小值 MIN (Xi) =1000。计算可得:

方案 A 的土地占用规模指标值 $X_i = (11471 - 1000) / (11471 - 1000) = 1$

方案 B 的土地占用规模指标值 $X_i = (11471 - 1480) / (11471 - 1000) = 0.95$

方案 C 的土地占用规模指标值 $X_i = (11471 - 11471) / (11471 - 1000) = 0$

7) 投资费用

调研发现,方案 A 的投资费用为 512176 元,方案 B 的投资费用为 645359 元,方案 C 的投资费用为 2730000 元。因此,选出三种方案中该指标的最大值为 MAX (Xi) =2730000,最小值 MIN (Xi) =512176。计算可得:

方案 A 的投资费用指标值 $X_i = (2730000 - 512176) / (2730000 - 512176) = 1$

方案 B 的投资费用指标值 $X_i = (2730000 - 645359) / (2730000 - 512176) = 0.94$

方案 C 的投资费用指标值 $X_i = (2730000 - 2730000) / (2730000 - 512176) = 0$

8) 运营费用

调研发现,方案 A 的运营费用为 270000 元,方案 B 的投资费用为 452250 元,方案 C 的投资费用为 623025 元。因此,选出三种方案中该指标的最大值为 MAX (Xi) =623025,最小值 MIN (Xi) =270000。计算可得:

方案 A 的运营费用指标值 $X_i = (623025 - 270000) / (623025 - 270000) = 1$

方案 B 的运营费用指标值 $X_i = (623025 - 452250) / (623025 - 270000) = 0.48$

方案 C 的运营费用指标值 $X_i = (623025 - 623025) / (623025 - 270000) = 0$

9) 工艺复杂程度

工艺复杂程度为定性指标, 本文通过专家打分获得三种方案的指标值分别为, 方案 A 为 60, 方案 B 为 70, 方案 C 为 80。因此, 选出三种方案中该指标的最大值为 $\text{MAX}(X_i) = 80$, 最小值 $\text{MIN}(X_i) = 60$ 。计算可得:

方案 A 的工艺复杂程度指标值 $X_i = (80 - 60) / (80 - 60) = 1$

方案 B 的工艺复杂程度指标值 $X_i = (80 - 70) / (80 - 60) = 0.5$

方案 C 的工艺复杂程度指标值 $X_i = (80 - 80) / (80 - 60) = 0$

4.4.2 综合评价及结果分析

在上一节内容中, 对调研区块的目标井采用 A、B、C 三种不同的废水治理方案产生的环境、经济影响及各自的技术性能进行了分析及量化。本节主要根据第三章所建立的综合评价指标体系, 从环境影响、经济影响和技术性能三方面对以上三种方案进行综合评价, 并得到各自的综合评价值, 如下:

表 4.8 页岩气开采废水治理方案的综合评价值

Table 4.8 comprehensive evaluation value of fracturing wastewater treatment scheme

评价指标	指标权重	指标分值		
		方案 A	方案 B	方案 C
突发性环境风险	0.063481	1	0.7	0
固废影响	0.067481	0.95	1	0
浓盐水影响	0.062889	1	0.27	0
排水影响	0.064667	1	1	1
废气产量	0.053778	1	0	0
土地占用影响	0.054371	1	0.95	0
投资费用	0.094074	1	0.94	0
运营费用	0.120741	1	0.48	0
经济效益	0.107407	1	0.30	0
污染物去除率	0.073704	0	0	1
处理能力	0.073704	0	0.25	1
工艺复杂程度	0.077037	1	0.5	0
技术成熟度	0.086667	1	0.33	0
环境影响评价值		0.36329295	0.301714	0.064667
经济影响评价值		0.322222	0.146385	0
技术性能评价值		0.163704	0.178607	0.147408
综合评价值		0.84921895	0.50936913	0.212075

分析上表发现,通过运用评价体系各指标的权重赋值结果及指标实际值调研,计算出三种评价方案的综合评价价值分别为方案 A=0.849,方案 B=0.509,方案 C=0.212。这表明,方案 A 的综合效益明显优于方案 B 与方案 C,方案 B 又优于方案 C。

从各方案的环境影响来看,方案 A 与方案 B 都具有较高的环境友好性,而方案 C 造成的环境不良影响可能相对较大。从经济角度来看,方案 A 相对于方案 B 具有明显的优势,方案 B 相对于方案 C 稍微具有优势。从技术性能角度来看,三种方案的技术性能差异不大。

分析几项突出的指标评价价值发现,三项方案的突发性环境风险指标评价价值依次为 1、0.7、0,存在的突发性环境风险大小依次为方案 C>方案 B>方案 A;三项方案的固废影响评价价值分别为 0.95、1、0,产生的固废影响大小依次为方案 C>方案 A>方案 B;方案 C 的污染物去除率指标评价价值为 1,同时优于方案 A 与方案 B;三项方案的处理能力指标评价价值依次为 1、0.25、0,处理能力大小排序为方案 C>方案 B>方案 A,这是由于方案 A 为现场撬装处理,处理能力不及废水集中处理站。

综合而言,在为调研区块的目标井选择综合最优的页岩气开采废水治理方案时,方案 A 都具有绝对优势。因此,在充分考虑调研区块地理环境及实际情况的基础上,给出如下几点建议与结论:1)对于该区块产生的页岩气开采废水首先应采用化学混凝等初级技术进行撬装处理后,实现回用;2)集中处理站的处理能力强于现场处理设备,当现场处理设备无法满足处理量需求时,建议在开采平台附近选择合适地点修建集中式污水处理站;3)可以大胆猜想,页岩气开采废水采用处理后回用的方案综合效益通常优于处理后外排的方案;4)方案 B 与方案 C 均能有效脱盐,将调研区块目标井的页岩气开采废水 TDS 浓度处理达到外排标准。因此,当调研平台有页岩气开采废水处理外排的需求时,可以进一步对方案 B 与方案 C 进行分析评价,筛选出综合效益较优的治理方案。

4.5 小结

本章主要以建立的页岩气开采废水治理方案的综合评价模型为基础,对调研区块 X 页岩气开采井开采废水治理的三种备选方案进行了实例分析。分析发现,方案 A 是同时考虑了环境影响、经济影响和技术性能的综合最优治理方案。因此,建议调研区块的 X 页岩气开采井优先采用化学絮凝方法,对页岩气开采废水进行现场处理后回用。同时,从不同的角度对各个方案进行了优劣对比。此外,本章的研究结果表明,本文建立的页岩气开采废水综合评价指标体系具有可操作性与实践意义,可以为实际的工程应用中页岩气开采废水的处理处置提供思路与方法。

5 结论与展望

5.1 结论

随着页岩气行业在我国的大力发展,对于页岩气开采产生的典型废物—页岩气开采废水的处理,意义重大且迫在眉睫。本文论述了美国及我国的,常见的页岩气开采废水治理技术、治理方案综合评价分析的研究现状和发展趋势,并进行了相关理论知识的学习,包括生命周期评价法、综合评价法、极值化法等。通过建立综合评价指标体系和相应的综合评价模型,结合实例进行论证,以衡量不同页岩气开采废水治理方案综合效益的优劣。通过研究,得到以下结论:

①页岩气开采废水处理处置方法的调研。本文通过大量的文献及实地调研,对我国及美国现有的页岩气开采废水处理处置技术、方法和途径进行了梳理。调研发现,我国及美国常用的页岩气开采废水处理技术包括化学絮凝、化学氧化、高级氧化等一、二级处理技术,以及热蒸馏、反渗透、机械蒸汽再压缩等三级处理技术。常用的页岩气开采废水治理途径包括现场处理回用、集中处理外排、回注等方法。此外,借鉴生命周期评价的思想,将处理出水视为产品,将页岩气开采废水治理过程分为收集转运阶段、处理阶段和出水处置阶段,并利用清单分析工具,对各个阶段进行影响分析。分析结果表明,页岩气开采废水处理处置过程中,投入的资源、能源主要包括建设材料、化学药品、电能、热能等,输出的物质主要包括含水污泥、出水产品、 CO_2 、 NO_x 等。

②页岩气开采废水治理方案综合效益评价指标体系的建立。基于生命周期评价方法的思想及其清单分析的工具,以页岩气开采废水治理方案的综合效益为总目标,环境影响、经济影响和技术性能为准则层。建立了一套适合常规的页岩气开采页岩气开采废水治理方案的较为全面、客观的综合评价指标体系,主要包括环境影响、经济影响和技术性能 3 项一级指标,包括固废影响、排水影响、投资费用、经济效益、技术成熟度等 13 项二级指标。

③页岩气开采废水治理方案综合评价模型的建立。根据综合效益评价指标体系的层次结构以及各评价指标间的逻辑关系,运用综合指数法(Synthetical Index Method),建立综合效益评价模型。综合效益评价输出值为 S1,环境影响、经济影响和技术性能评价输出值分别为 S2、S3、S4。通过问卷调查的方式,采用专家评分法来确定评价模型中权重参数 M_i 的值。指标权重确定过程中,利用五标度法代替传统九标度法进行判断矩阵的构造,较为准确的表征出两两指标间的相对重要性大小,以减少专家对指标评价的判断误差,并借助 MATLAB 软件进行计算。此外,从环境影响、经济影响和技术性能三方面对权重赋值结果进行了分析,进行

了评价模型的试运算。本文建立的评价模型，可以通过更改模型参数，应用到不同情况下，具体的开采废水治理方案评价中。

④实例论证，验证评价模型的可行性。选择重庆地区某平台内的 X 页岩气开采井为评价背景，以页岩气开采废水治理方案 A、方案 B 和方案 C 为研究对象。通过应用综合评价模型对三种废水治理方案进行评分，得出方案 A、方案 B 和方案 C 的综合评分结果分别为 0.84, 0.509, 0.212; 环境影响评分结果分别为 0.363, 0.302, 0.065; 经济影响评分结果分别为 0.322, 0.146, 0; 技术性能评分结果分别为 0.164, 0.178, 0.147。根据评价结果，对三种不同的页岩气开采废水治理方案各自的优缺点进行了说明，并提出一些建议与设想：1) 对于 X 页岩气开采井的开采废水，应优先采用化学混凝等基础技术进行现场处理后，实现回用；2) 方案 A 的经济效益优于方案 B，明显优于方案 C；3) 同为集中处理站废水处理方案，方案 B 的环境影响明显小于方案 C；4) 方案 C 的处理能力优于方案 B，明显优于方案 A。

5.2 展望

①在进行类似研究时，应多收集国内外页岩气开采页岩气开采废水治理技术、途径等方面的现状资料和各种数据，并考虑尽可能多的影响要素，提高评价的客观性、扩大评价结果的适用性。本文的研究过程中，分析的对象主要为我国及美国的页岩气开采废水处理处置技术、途径，未对更多的页岩气开采国的页岩气开采废水治理现状进行调研。此外，由于研究条件的限制，本文在对页岩气开采废水治理阶段进行清单分析时，对出水的回用目的进行了限制，且未能考虑出水产品之外其他资源回收带来的经济效益，例如浓盐水回收效益，导致提出的模型存在一定的适用条件。

②在基础数据足够多的情况下，可以建立起页岩气开采废水治理工程的数据库，并在现有框架上开发具有普遍意义的数据库软件，例如现有的生命周期评价的 Simpro 和 Gabi 软件。可以极大的方便相关研究工作的进行，推动页岩气开采废水治理技术、方案评价工作的发展，促进页岩气开采废水处理处置技术、方法的研究与应用。

致 谢

锦瑟流年，花开花落，岁月蹉跎，匆匆而过，恰如同学少年，再回首，我已经走过了花季、踱过雨季，即将毕业。在此，感谢所有指导我、帮助我、关心我的老师、同学、家人和朋友们。你们的关心和支持，我进步的每一点、每一滴都离不开你们。

首先衷心感谢我们项目组的几位指导老师：卢培利老师、张代钧老师、张利兰老师，在几位老师的精心指导下，本文的所有研究工作才能顺利完成。各位老师传道授业解惑，锻炼了我的科学思维，提升我的知识文化水平，同时也在生活中给予我一定的关心，教会我许多为人处事之道，引导着我在以后的人生的道路上不断阔步前行。

其次，感谢张代钧老师带领我进入科研的大门，让我有机会在重庆大学这个高等学府深造学习。

同时，我要感谢实验室的各位同学对我的帮助：李玉莲、曾善文、张晓婷、彭淑婵、李薇薇、寇双伍、陈翱翔、邱哲、李凯旋等师兄（弟）、师姐(妹)们，大家在一起共同营造了一个充满求知欲望的学术氛围。是你们让我感受到了实验室大家庭的温暖以及带给我团队合作的意识；是你们在我科研中遇到困难时给予帮助，我才能顺利完成科研课题。你们给我留下了美好的青春记忆，再次感谢你们！

然后，我特别感谢我的父母、亲人，你们对我学习和生活上的关心，给予我力量和前进的希望；我还要感谢我的所有朋友，对我的鼓励与安慰。

最后，衷心感谢付出辛勤劳动的各位论文评审专家和学者。

愿我们的情感、友谊与日月同在，且行且珍惜！

谭 茜

二〇一七年五月 于重庆

参考文献

- [1] 李宏勋, 张杨威. 全球页岩气勘探开发现状及我国页岩气产业发展对策 [J]. 中外能源, 2015, 20(5): 22-29.
- [2] Technically Recoverable Shale Oil And Shale Gas Resources: An Assessment Of 137 Shale Formations In 41 Countries [J]. 2013.
- [3] 报社. 《中国矿产资源报告(2016)》 [J]. 国土资源, 2016(10):50-51.
- [4] 天工. 《页岩气发展规划(2016—2020 年)》发布 [J]. 天然气工业, 2016, (10) .
- [5] 天工. “十三五”能源发展突出目标和问题导向[J]. 天然气工业, 2016(5).
- [6] Brantley S L, Yoxtheimer D, Arjmand S, et al. Water Resource Impacts During Unconventional Shale Gas Development: The Pennsylvania Experience [J]. International Journal Of Coal Geology, 2014, 126(4): 140-156.
- [7] Mahmud H. 美国公司页岩气开发的环境影响及其对策 [D]; 中国地质大学(北京), 2014.
- [8] Akob D M, Mumford A C, Orem W, Et Al. Wastewater Disposal From Unconventional Oil And Gas Development Degrades Stream Quality At A West Virginia Injection Facility [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(11):56-91.
- [9] Kuznetsov A B, Krupenin M T, Ovchinnikova G V. Diagenesis Of Carbonate And Siderite Deposits Of The Lower Riphean Bakal Formation, The Southern Urals: Sr Isotopic Characteristics And Pb-Pb Age [J]. Lithology And Mineral Resources, 2005, 40(3): 195-215.
- [10] Rahm B G, Bates J T, Bertoia L R, Et Al. Wastewater Management And Marcellus Shale Gas Development: Trends, Drivers, And Planning Implications [J]. Journal Of Environmental Management, 2013, 120c: 105-113.
- [11] Karapataki C. Techno-Economic Analysis Of Water Management Options For Unconventional Natural Gas Developments In The Marcellus Shale [J]. Massachusetts Institute Of Technology, 2012,
- [12] Heiland, C. A. Colorado School Of Mines [J]. Eos Transactions American Geophysical Union, 2005, 13(Dec): 8-13.
- [13] Igundu E T, Chen G Z. Produced Water Treatment Technologies [J]. International Journal Of Low Carbon Technologies, 2014, 9(3): 1-21.
- [14] Sattler A, Hightower M, Nenoff T, et al. Managing Coal Bed Methane Produced Water For Beneficial Uses, Initially Using The San Juan And Raton Basins As A Model [J]. Plasma Physics & Controlled Fusion, 2004, 47(12b): B851-B58.
- [15] Hayes T. Overview Of Emerging Produced Water Treatment Technologies [J]. 2004,

- [16] 何红梅, 赵立志, 范晓宇. 生物法处理压裂返排液的实验研究 [J]. 天然气工业, 2004, 24(7): 71-73.
- [17] 叶春松, 郭京骁, 周为, 等. 页岩气压裂返排液处理技术的研究进展 [J]. 化工环保, 2015, 35(1): 21-26.
- [18] Butkovskiy A, Bruning H, Kools S A E, et al. Organic Pollutants In Shale Gas Flowback And Produced Waters: Identification, Potential Ecological Impact And Implications For Treatment Strategies [J]. Environmental Science & Technology, 2017.
- [19] Meijer D. The Removal Of Toxic Dissolved And Dispersed Hydrocarbons From Oil & Gas Produced Water With The Macro Porous Polymer Extraction Technology [J]. 2007.
- [20] Dijkstra T M H, Heskes T. Efficient Remote Homology Detection, F, 2010 [C].
- [21] Brannon-Peppas L. Basic Principles Of Membrane Technology : Marcel Mulder, Kluwer Academic Publishers, Norwell, Ma, 1991, 363 Pages, \$129.00 [J]. Journal Of Controlled Release, 1993, 23(2): 185.
- [22] Faibish R S, Cohen Y. Fouling-Resistant Ceramic-Supported Polymer Membranes For Ultrafiltration Of Oil-In-Water Microemulsions [J]. Journal Of Membrane Science, 2001, 185(2): 129-143.
- [23] Konieczny K, Bodzek M, Rajca M. A Coagulation–Mf System For Water Treatment Using Ceramic Membranes [J]. Desalination, 2006, 198(1-3): 100-109.
- [24] Lobo A, Cambiella Á, Benito J M, et al. Ultrafiltration Of Oil-In-Water Emulsions With Ceramic Membranes: Influence Of Ph And Crossflow Velocity [J]. Journal Of Membrane Science, 2006, 278(1–2): 328-334.
- [25] Judd S, Qiblawey H, Al-Marri M, et al. The Size And Performance Of Offshore Produced Water Oil-Removal Technologies For Reinjection [J]. Separation & Purification Technology, 2014, 134: 241–246.
- [26] Gilron J, Folkman Y, Savliev R, et al. Waiv — Wind Aided Intensified Evaporation For Reduction Of Desalination Brine Volume [J]. Desalination, 2003, 158(1): 205-14.
- [27] Peterson D A, Hargett E G, Feldman, et al. Assessment Of Potential Effects Of Water Produced From Coalbed Natural Gas Development On Macroinvertebrate And Algal Communities In The Powder River And Tongue River, Wyoming And Montana, 2010 [J]. USgeological Survey, 2011.
- [28] Association A W W, Arthur J. Water Treatment Plant Design, Fifth Edition [J]. Mcgraw-Hill, 2012.
- [29] 刘真光, 邱正松, 钟汉毅, 等. 页岩储层超临界 CO_2 压裂液滤失规律实验研究 [J]. 钻井液与完井液, 2016, 33(1): 113-117.

- [30] Juli N-Dur N L M, Ortiz-Espinoza A P, El-Halwagi M M, et al. Techno-Economic Assessment And Environmental Impact Of Shale Gas Alternatives To Methanol [J]. *Acs Sustainable Chemistry & Engineering*, 2014, 2(10): 2338-2344.
- [31] 吴青芸, 郑猛, 胡云霞. 页岩气开采的水污染问题及其综合治理技术 [J]. *科技导报*, 2014, 32(13): 74-83.
- [32] Ludzack F J, Noran D K. Tolerance Of High Salinities By Conventional Wastewater Treatment Processes [J]. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 1965, 37(10): 1404.
- [33] Delin A S U, Wang J. Kinetic Performance Of Oil-Field Produced Water Treatment By Biological Aerated Filter [J]. *中国化学工程学报:英文版*, 2007, 15(4): 591-594.
- [34] Us Epa O, National Risk Management Research Laboratory. Design Manual, On-Site Wastewater Treatment And Disposal Systems [J]. 1980.
- [35] Lester Y, Ferrer I, Thurman E M, et al. Characterization Of Hydraulic Fracturing Flowback Water In Colorado: Implications For Water Treatment [J]. *Science Of The Total Environment*, 2015, 512-513C: 637-644.
- [36] 杨德敏, 夏宏, 袁建梅, 等. 页岩气开发关键技术与环境问题研究现状 [J]. *现代化工*, 2014, 34(7): 1-3.
- [37] Boschee P. Handling Produced Water From Hydraulic Fracturing [J]. *Oil & Gas Facilities*, 2012, 1(1): 22-26.
- [38] Manoli E, Samara C. The Removal Of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons In The Wastewater Treatment Process: Experimental Calculations And Model Predictions [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 151(151): 477-85.
- [39] Hackney J, Wiesner M R. Cost Assessment Of Produced Water Treatment [J]. 1996,
- [40] Younker J M, Walsh M E. Impact Of Salinity And Dispersed Oil On Adsorption Of Dissolved Aromatic Hydrocarbons By Activated Carbon And Organoclay [J]. *Journal Of Hazardous Materials*, 2015, 299: 562-569.
- [41] Nadav N. Boron Removal From Seawater Reverse Osmosis Permeate Utilizing Selective Ion Exchange Resin [J]. *Desalination*, 1999, 124(124): 131-135.
- [42] Cooley H, Donnelly K. Hydraulic Fracturing And Water Resources [M]. 2014.
- [43] Gisch D J, Jin J. Method For Removing Chromium From Water Using Ion Exchange Resins Including Interpenetrating Polymer Networks [M]. US. 2012.
- [44] 张爱涛, 卜龙利, 廖建波. 微波工艺处理油田酸化压裂废水的应用 [J]. *化工进展*, 2009, 28(S2): 138-142.
- [45] Gabelich C J, Xu P, Cohen Y. Chapter 10 Concentrate Treatment For Inland Desalting [J]. *Sustainability Science & Engineering*, 2010, 2(09): 295-326.

- [46] Bellona C, Drewes J E. The Role Of Membrane Surface Charge And Solute Physico-Chemical Properties In The Rejection Of Organic Acids By NF Membranes [J]. Journal Of Membrane Science, 2005, 249(1-2): 227-234.
- [47] Xu P, Drewes J E. Viability Of Nanofiltration And Ultra-Low Pressure Reverse Osmosis Membranes For Multi-Beneficial Use Of Methane Produced Water [J]. Separation & Purification Technology, 2006, 52(1): 67-76.
- [48] Doran G, Leong L Y C. Developing A Cost Effective Environmental Solution For Produced Water And Creating A "New" Water Resource [J]. Office Of Scientific & Technical Information Technical Reports, 2000.
- [49] Mondal S, Wickramasinghe S R. Produced Water Treatment By Nanofiltration And Reverse Osmosis Membranes [J]. Journal Of Membrane Science, 2008, 322(1): 162-70.
- [50] A T Y C, B A E C, C M E. Review Forward Osmosis: Principles, Applications, And Recent Developments [J]. Journal Of Membrane Science, 2006, 281(1-2): 70-87.
- [51] Mi B, Elimelech M. Chemical And Physical Aspects Of Organic Fouling Of Forward Osmosis Membranes [J]. Journal Of Membrane Science, 2008, 320(1-2): 292-302.
- [52] Lawson K W, Lloyd D R. Membrane Distillation: Review [J]. Journal Of Membrane Science, 1997, 124(1): 1-25.
- [53] Martinetti C R, Childress A E, Cath T Y. High Recovery Of Concentrated Ro Brines Using Forward Osmosis And Membrane Distillation [J]. Journal Of Membrane Science, 2009, 331(1-2): 31-39.
- [54] Pilat B. Practice Of Water Desalination By Electrodialysis [J]. Desalination, 2001, 139(1): 385-392.
- [55] Xu P, Drewes J E, Heil D, et al. Treatment Of Brackish Produced Water Using Carbon Aerogel-Based Capacitive Deionization Technology [J]. Water Research, 2008, 42(10-11): 2605.
- [56] Hamed O A. Evolutionary Developments Of Thermal Desalination Plants In The Arab Gulf Region, F, 2004 [C].
- [57] Darwish M A, Asfour F A, Al-Najem N. Energy Consumption In Equivalent Work By Different Desalting Methods: Case Study For Kuwait [J]. Desalination, 2003, 152(1): 83-92.
- [58] Programme U N E. Sourcebook Of Alternative Technologies For Freshwater Augmentation In Eastern And Central Europe [J]. International Journal Of Water Resources Development, 1999, 216(14): 204-209.
- [59] H Pner T. Seawater Desalination Plants: Heavy Coastal Industry [M]. Springer Berlin Heidelberg, 1999.

- [60] Ettouney H M, El-Dessouky H T, Faibish R S, et al. Evaluating The Economics Of Desalination [J]. Chemical Engineering Progress, 2002, 98(12): 32-39.
- [61] Khawaji A D, Kutubkhanah I K, Wie J M. Advances In Seawater Desalination Technologies [J]. Desalination, 2008, 221(1): 47-69.
- [62] Antonio S, Matthew T, Bruff J. An Exciting New Produced Water Concentrator Technology For Tail And Brine Waters: Altelarain TM, [C].
- [63] Godshall N A, Bruff M J. Altelarain Produced Water Treatment & Re-Use [J].
- [64] Mezher T, Fath H, Abbas Z, et al. Techno-Economic Assessment And Environmental Impacts Of Desalination Technologies [J]. Desalination, 2010, 266(1-3): 263-273.
- [65] Aqua-Pure Ventures Inc. Announces Grant Of Stock Options [J]. 2004.
- [66] Tronche J L. Water Recycling Debate Has Many Sides [J]. Fort Worth Business Press, 2008,
- [67] Nicot J P. Assessment Of Industry Water-Use In The Barnett Shale Gas Play (Fort Worth Basin) [J]. Gcags Transactions, 2009.
- [68] Hayes T D, Halldorson B, Horner P H, et al. Mechanical Vapor Recompression For The Treatment Of Shale-Gas Flowback Water [J]. 2014, 3(4): 54-62.
- [69] Bruff M J, Jikich S A. Field Demonstration Of An Integrated Water Treatment Technology Solution In Marcellus Shale [J]. Spe Eastern Regional Meeting, 2011.
- [70] Shih J S, Saiers J E, Anisfeld S C, et al. Characterization And Analysis Of Liquid Waste From Marcellus Shale Gas Development [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(16): 9557-9565.
- [71] Us Epa , Oars, Oparm. Qapp For Toxicity Assessment For The Epa'S Study Of The Potential Impacts Of Hydraulic Fracturing On Drinking Water Resources [J].
- [72] Sanchez V, Cortezlara A A. Minute 319 Of The International Boundary And Water Commission Between The Us And Mexico: Colorado River Binational Water Management Implications [J]. International Journal Of Water Resources Development, 2015, 31(1): 1-11.
- [73] 张曲. 页岩气压裂返排液处理技术探讨 [J]. 油气田环境保护, 2014, 24(2): 16-19.
- [74] 宋磊, 张晓飞, 王毅琳, Et Al. 美国页岩气压裂返排液处理技术进展及前景展望 [J]. 环境工程学报, 2014, 8(11): 4721-5.
- [75] 许剑, 高文金, 李文权, 等. 多重臭氧协同氧化技术在页岩气污水处理中的应用 [J]. 环境工程, 2014, (S1) : 276-278.
- [76] 赵焕臣. 层次分析法:一种简易的新决策方法 [M]. 科学出版社, 1986.
- [77] 托马斯, 张录. 领导者: 面临挑战与选择: 层次分析法在决策中的应用 [M]. 中国经济出版社, 1993.
- [78] 陈秉剑. 城市规划系统工程学 [M]. 同济大学出版社, 1991.

- [79] 高志永. 环境污染防治技术评估方法及技术经济费效分析研究 [D]; 中国地质大学(北京), 2010.
- [80] Tanino T. Fuzzy Preference Orderings In Group Decision Making [J]. Fuzzy Sets & Systems, 1984, 12(2): 117-131.
- [81] 马占新, 任慧龙, 戴仰山. 基于模糊综合评判方法的 DEA 模型[J]. 模糊系统与数学, 2001, 15(3):61-67.
- [82] Shaw K, Shankar R, Yadav S S, et al. Supplier Selection Using Fuzzy Ahp And Fuzzy Multi-Objective Linear Programming For Developing Low Carbon Supply Chain [J]. Expert Systems With Applications, 2012, 39(9): 8182-8192.
- [83] Chan F T S, Kumar N, Tiwari M K, et al. Global Supplier Selection: A Fuzzy-Ahp Approach [J]. International Journal Of Production Research, 2008, 46(14): 3825-3857.
- [84] 左军. 层次分析法(Ahp)中判断矩阵的讨论 [J]. 管理工程学报, 1987, (1) : 104-105.
- [85] Xu Z. A New Scale Method In Analytic Hierarchy Process [J]. Systems Engineering - Theory & Practice, 1998.
- [86] Wang H. Scale Evaluation And New Scale Methods [J]. Systems Engineering-Theory & Practice, 1993.
- [87] 舒康, 梁镇韩. AHP 中的指数标度法 [J]. 系统工程理论与实践, 1990, 10(1): 6-8.
- [88] Hou Y. Index Number Scale And Comparison With Other Scales [J]. Systems Engineering ---Theory & Practice, 1995.
- [89] 徐泽水. 群组决策中专家赋权方法研究 [J]. 应用数学与计算数学学报, 2001, 15(1): 19-22.
- [90] 林钧昌, 徐泽水. 模糊 AHP 中一种新的标度法 [J]. 运筹与管理, 1998, (2) : 37-40.
- [91] 骆正清, 杨善林. 层次分析法中几种标度的比较 [J]. 系统工程理论与实践, 2004, 24(9): 51-60.
- [92] Instituut D H N N. Milieumanagement - Levenscyclusanalyse : Principes En Raamwerk (Iso 14040:1997) = Environmental Management - Life Cycle Assessment : Principles And Framework (Iso 14040:1997) | Groenekennis [J]. Nederlands Normalisatie Instituut, 1998.
- [93] Thomassen M A, Dolman M A, Calker K J V, et al. Relating Life Cycle Assessment Indicators To Gross Value Added For Dutch Dairy Farms [J]. 2009, 68(8-9): 2278-2284.
- [94] Amatayakul W, Ramn S O. Life Cycle Assessment Of A Catalytic Converter For Passenger Cars [J]. Journal Of Cleaner Production, 2001, 9(9): 395-403.
- [95] Hussain M M, Dincer I, Li X. A Preliminary Life Cycle Assessment Of Pem Fuel Cell Powered Automobiles [J]. Applied Thermal Engineering, 2007, 27(13): 2294-2299.
- [96] 杨健. 城镇污水处理工艺的生命周期评价[D]. 同济大学, 2001.

- [97] 杨健, 俞庭康. AB 活性污泥法的生命周期能耗分析[J]. 环境污染与防治, 2002, 21(6):357-360.
- [98] 孟祥凤. A/A/O 和 MBR 污水处理工艺的生命周期评价与比较 [D]; 哈尔滨工业大学, 2011.
- [99] 陈郁, 郑洪波, 杨凤林,等. 城市污水处理厂生命周期评价方法初探及应用案例 [J]. 大连理工大学学报, 2003, 43(3): 292-297.
- [100] Rodriguez-Garcia G, Molinos-Senante M, Hospido A, et al. Environmental And Economic Profile Of Six Typologies Of Wastewater Treatment Plants [J]. Water Research, 2011, 45(18): 5997-6010.
- [101] Horn A. Breakthrough Mobile Water Treatment Converts 75% Of Fracturing Flowback Fluid To Fresh Water And Lowers Co2 Emissions; Proceedings Of The Spe Americas E&P Environmental And Safety Conference, F, 2009 [C].
- [102] Li Y, Wang H, Fehler M, et al. Wavefield Characterization Of Perforation Shot Signals In A Shale Gas Reservoir [J]. Physics Of The Earth And Planetary Interiors, 2017, 267(3): 31-40.
- [103] 王兴睿, 张虹, 杨杰,等. 页岩气压裂返排液电絮凝处理试验研究; Proceedings Of The 油气田地面工程技术交流大会, F, 2015 [C].
- [104] Spellman F R. Handbook Of Water And Wastewater Treatment Plant Operations [M]. Cambridge University Press, 2003.
- [105] Spiegler K S, Kedem O. Thermodynamics Of Hyperfiltration (Reverse Osmosis): Criteria For Efficient Membranes [J]. Desalination, 1966, 1(4): 311-326.
- [106] Sirivedhin T, Mccue J, Dallbauman L. Reclaiming Produced Water For Beneficial Use: Salt Removal By Electrodialysis [J]. Journal Of Membrane Science, 2004, 243(1): 335-343.
- [107] Cath T Y, Adams V D, Childress A E. Experimental Study Of Desalination Using Direct Contact Membrane Distillation: A New Approach To Flux Enhancement [J]. Journal Of Membrane Science, 2004, 228(1): 5-16.
- [108] Martinetti C R, Childress A E, Cath T Y. High Recovery Of Concentrated Ro Brines Using Forward Osmosis And Membrane Distillation [J]. Journal Of Membrane Science, 2009, 331(1): 31-39.
- [109] And B L, Sirkar K K. Novel Membrane And Device For Direct Contact Membrane Distillation-Based Desalination Process [J]. Journal Of Membrane Science, 2005, 257(1): 60-75.
- [110] Veil J. Thermal Distillation Technology For Management Of Produced Water And Frac Flowback Water [J]. Water Technology Brief, 2008.
- [111] Shao L, Chen G Q, Hayat T, et al. Systems Ecological Accounting For Wastewater Treatment

- Engineering: Method, Indicator And Application [J]. Ecological Indicators, 2014, 47: 32-42.
- [112] 贾佳, 严岩, 王辰星, 等. 工业水足迹评价与应用 [J]. 生态学报, 2012, 32(20): 6558-65.
- [113] 朱喜安, 魏国栋. 熵值法中无量纲化方法优良标准的探讨 [J]. 统计与决策, 2015, (2): 12-15.
- [114] 朱国宇, 熊伟. 模糊评价法与综合指数法在生态影响后评价中的应用比较研究 [J]. 东北农业大学学报, 2011, 42(2): 54-9.
- [115] 姚敏. 一种改进的模糊相似选择定序法 [J]. 系统工程理论与实践, 1994, 14(8): 18-21.
- [116] 杜可可. 重庆市工程造价信息及指数系统平台建立与应用研究 [D]; 重庆大学, 2007.
- [117] 张忠祥. 《国家污水综合排放标准》通过审定[J]. 环境科学, 1988(3):99-99.
- [118] Beni A H, Duraisamy R T, Henni A. State Of The Art Treatment Of Produced Water [M]. 2013.
- [119] US EPA, Oars, Oparm. Sustainable Water Treatment, Recycling And Disposal Practices In The Marcellus Shale Basin [J].
- [120] US EPA, Oars, Oparm. Summary Of The Technical Workshop On Wastewater Treatment And Related Modeling [J].

附 录

A. 作者攻读硕士学位期间发表的论文

- [1] 谭茜, 张代钧, 陈翱翔. 美国水力压裂环境影响监管及其启示[C]// 中国环境科学学会学术年会. 2015.
- [2] 谭茜, 宋福忠, 张代钧, 等. 页岩气开发水力压裂活动的环境监管对策[J]. 环境影响评价, 2015, 37(6):68-73.

B. 作者攻读硕士学位期间参研的课题

- [1] 重庆市环境保护局环保科技项目:《重庆市页岩气开发工程生态环境影响与监管对策研究》.
- [2] 环境保护部 2015 年国家环境技术管理项目:《页岩气开采业污染防治技术政策》.